Canada

Health and Welfare Canada | Santé et Bien-être social Canada

M

83-EHD-83

review of materials in contact with potable water and tests for evaluation for unsuspected health hazards

REVIEW OF MATERIALS IN CONTACT WITH POTABLE WATER AND TESTS FOR EVALUATION FOR UNSUSPECTED HEALTH HAZARDS

Environmental Health Directorate
Health Protection Branch

Published by Authority of the
Minister of National Health and Welfare

83-EHD-93

COPIES OF THIS REPORT CAN BE OBTAINED FROM:

Public Affairs Directorate,
Department of National Health and Welfare,
5th Floor,
Brooke Claxton Building,
Ottawa K1A 0K9

Également disponible en français sous le titre:

"Analyse des substances en contact avec l'eau potable, et essais visant à déceler des dangers insoupçonnés menaçant la santé"

This document was prepared by D.K. Smith, Department of Applied Chemistry and W.D. Brown, Department of Materials Chemistry, Ontario Research Foundation, under a contract funded by the Department of National Health and Welfare.

The scientific authority for the contract was Dr. V. Armstrong of the Environmental Health Directorate, Department of National Health and Welfare, who provided assistance and direction in the preparation of this report.

The conclusions and recommendations contained herein represent the opinion of the contractor and do not necessarily constitute endorsement by the Department of National Health and Welfare.

ABSTRACT

Concern has been expressed by health authorities about potential health hazards arising from the use of nonmetallic materials in the storage and distribution of potable water. In this report, test methods and protocols which are currently used in North America and Europe to study the effects nonmetallic materials may have on the quality of water are reviewed. Potential health related problems, based on a survey of the major uses, composition and manufacture of nonmetallic materials for the water industry are discussed.

To reveal potential health hazards possibly associated with the use of nonmetallic materials, a general test protocol consisting of a series of leaching tests of the material, followed by concentration, isolation and chemical quantification of suspected toxic organics or inorganics in the leachates is suggested. In order to broaden the initial toxic hazard screening, biological tests such as cytotoxicity and/or mutagenicity tests are also suggested. Potential health hazards arising from microbial growth on the nonmetallic material may be assessed by microbiological growth tests.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to acknowledge with thanks the information and assistance received from Mr. Brian Cawthery of Triangle Plumbing, Toronto, in compiling the data on the use of water pipe materials; to Dr. J Saxena, EPA-Washington, and Dr. K.I. Campbell of the EPA-Cincinnati, for kindly forwarding information and results of U.S. research investigations on materials in contact with potable water; to Dr. H. Kool of the National Institute for Water Supply, the Netherlands, for information on the Dutch (KIWA) test protocols; to Dr. P. Scheiber for information on the KTW test protocols in the Federal Republic of Germany; to Mr. G. Missingham of the Ministry of the Environment, Ontario, for information on the provincial status of nonmetallic materials; to Dr. V.C. Armstrong, Criteria Section, National Health and Welfare, Ottawa, who acted as Scientific Officer on the project, for the many helpful suggestions and comments during the preparation of this report.

TABLE OF CONTENTS

	Page
ABSTRACT	v
ACKNOWLEDGMENTS	vi
1. INTRODUCTION	1
2. OBJECTIVES	3
2.1 Existing Test Methods and Protocols	3
2.2 Survey of Nonmetallic Materials for Potable Water Use	3
2.3 Protocols/Test Methods	3
3. EXISTING STANDARD TEST METHODS FOR EVALUATION OF MATERIALS IN CONTACT WITH POTABLE WATER	4
3.1 United States	4
3.1.1 EPA Test Method	4
3.1.2 Code of Federal Regulations (CFR) Title 21	6
3.1.3 AWWA/ANSI Standards	7
3.1.4 New York State Department of Health Test Procedures	10
3.2 Canadian Standards and Test Methods	11
3.2.1 Iron and Steel Pipes and Steel Storage Tanks	11
3.2.2 Plastic Pipe and Fittings	13
3.3 British Standard Test Procedures	14
3.3.1 Hot applied bitumen based coatings for ferrous products	14
3.3.2 Black bitumen coating solutions for cold application	15
3.3.3 Cement mortar lining	15
3.3.4 British Draft Standards	16
3.4 Federal Republic of Germany Test Methods of Evaluation of Plastics and other Nonmetallic Materials in Contact with Drinking Water	18

Page

3.5 Netherlands Test Methods for Materials in Contact with Potable Water 22

4. SURVEY OF DISTRIBUTION SYSTEM PIPING IN CANADA 25

4.1 Distribution Water Pipe in Historical Perspective 25

4.1.1 Discussion of Survey Data 27

5. SURVEY OF COATING SYSTEMS 29

5.1 Asphalt Based Coating Systems 29

5.1.1 Potential Problems with Asphalt Coatings 31

5.1.2 Experimental Data on PAHs in Water from Asphalt Coatings 32

5.2 Coal Tar Based Coating Systems 32

5.2.1 Hot Applied Coal Tar Enamel 33

5.2.2 Cold Applied Coal Tar Paint 36

5.2.3 Cold Applied Tasteless and Odourless Coal Tar Paint 36

5.2.4 Coal Tar Epoxy Paint 36

5.2.5 Coal Tar Urethane Paint 36

5.2.6 Coal Tar Emulsion Paint 36

5.2.7 Potential Problems with Coal Tar Based Coatings 37

5.3 Epoxy Resin Coatings 38

5.3.1 Potential Problems with Epoxy Resin Coatings 39

5.4 Vinyl Coating Systems 43

5.4.1 Potential Problems with Vinyl Coated Systems 43

5.5 Polyurethane Coating Systems 43

5.5.1 Potential Problems with Polyurethane Coatings 44

Page

6. THERMOPLASTIC PIPE 45

6.1 Polyvinyl Chloride Pipe (PVC) 45

6.1.1 Potential Problems with PVC Rigid Pipe 45

6.2 Plasticized PVC 47

6.2.1 Potential Problems with Plasticized PVC Pipe 47

6.3 Chlorinated Polyvinyl Chloride Pipe (CPVC) 47

6.3.1 Potential Problems with CPVC Pipe 48

6.4 Polyethylene Pipe (PE) 48

6.4.1 Potential Problems with PE Pipe 48

6.5 Polypropylene Pipe (Pp) 48

6.5.1 Potential Problems with Polypropylene Pipe 48

6.6 Polybutylene Pipe (Pb) 49

6.6.1 Potential Problems with Polybutylene Pipe 49

7. FIBERGLASS REINFORCED PLASTIC PIPE (FRP) 50

7.1 Potential Problems with FRP Pipe 50

8. CHLOROSULFONATED POLYETHYLENE (HYPALON) 51

8.1 Potential Problems with Chlorosulfonated Polyethylene 51

9. ACETAL HOMOPOLYMERS AND ACETAL COPOLYMERS 52

9.1 Potential Problems with Acetal Homopolymers and Copolymers 52

10. SILICONES (POLYSILOXANES) 53

10.1 Potential Problems with Silicones 53

11. SUGGESTED PROTOCOLS FOR TESTING FOR MIGRATION OF POTENTIALLY HAZARDOUS SUBSTANCES FROM PIPES, LININGS AND COATINGS 54

11.1 Leaching Conditions for Chemical Analysis of Aqueous Extracts ... 54

Page

11.1.1 Extraction procedure suggested for paints, coatings and liners, sealants and caulking compounds 57

11.2 Methods for Examination and Assessment of Organic and Inorganic Materials Extracted from Nonmetallic Materials 58

11.2.1 Chemical Methods 58

11.2.2 Concentration and Isolation 59

11.3 Separation (Resolution) of Organics 60

11.4 Biological Methods of Detection or Assessment 65

12. PROBLEMS OF MICROBIOLOGICAL GROWTH ON NONMETALLIC MATERIALS IN CONTACT WITH WATER AND SUGGESTED TEST PROTOCOL FOR THEIR ASSESSMENT 66

12.1 Introduction 66

12.2 Suggested Microbial Growth Assessment Protocol 67

12.3 Mutagenicity/Toxicity Tests on Water Extractable Substances from Nonmetallic Materials 68

REFERENCES 70

APPENDIX I - Manufacturers and Distributors of Potable Water Distribution Pipe and Coatings and Linings 75

LIST OF TABLES AND FIGURE

		Page
Table 1	Concentration Averages of Several Representative PAH in Asphalt (mg/kg)	30
Table 2	Compounds in Coal Tar Pitch or Refined Tar	34
Table 3	PAH in Coal Tar	35
Table 4	Coal Tar Epoxy Coating: SSPC Paint 16-68T	37
Table 5	Typical Epoxy-polyamide Coating Formulation	40
Table 6	AWWA C210-78 Epoxy Primer	40
Table 7	Rate Constants for Hydrolysis of Epichlorohydrin	42
Table 8	Summary of Conditions Employed by Various Agencies for the Extraction of Materials in Contact with Water	56
Table 9	Practical Methods for Concentrating and Isolating Organic Constituents from Water Samples	61
Table 10	Available Instrumentation for Analyzing Substances Leached from Nonmetallic Materials in Contact with Potable Water	64
Figure 1	Examples of Procedures used for the Concentration and Examination of Leachates	63

1. INTRODUCTION

When potable water is distributed by pipelines and stored in storage tanks it encounters a wide range of materials. Although the chief material used might appear to be iron, steel, concrete and non-ferrous metals such as copper, in many instances coatings or lining materials are employed. Some, such as asphalt and coal tar, have been used for many years but there are also many newer materials such as polyvinyl chloride pipe, polybutylene pipe, polyethylene pipe, epoxy, coal tar epoxy, polyurethane and vinyl coatings, etc. The effect of such nonmetallic materials on the quality of potable water with which they are in contact is of concern to health authorities.

Unsuspected health hazards arising from leaching or from chemical or microbiological transformation of these materials may occur. These problems may arise directly from leaching of soluble organics or toxic metal components of the materials. The materials may also be subjected to chemical alteration or breakdown with time, for example, when in contact with chlorinated water. Indirect problems can arise from the growth of microorganisms on some materials. Consumer complaints of taste and odour, turbidity and colour have been traced, in a number of instances, directly or indirectly to the use of nonmetallic materials in contact with potable water.

There is some evidence in the literature to suggest that mutagenic compounds could be leached from the interior surface of municipal water tanks and pipelines coated with coal tar, a mixture containing proven animal carcinogens. There are also data indicating that the water distribution process may introduce mutagens through chemical reactions, such as the reaction of residual chlorine with organics, or by microbial action where the materials of construction of the pipe walls support microbial activity. These microorganisms may convert inactive chemicals into mutagens and/or synthesize new mutagens.

Present standards for materials in contact with drinking water are largely non-health related and are concerned more with physical specifications and application performance requirements of the materials. Limits are specified in a number of standards for parameters such as metal concentrations, taste and odour, and chloroform extractables. Test methods for the measurement of these parameters are included in the standards. However, with the exception of some European standards, or proposed standards, there are few protocols or tests which are designed or can be used for health risk assessment of possible contaminants in potable water arising from the use of nonmetallic materials.

A need therefore exists for a protocol or tests for evaluation of possible health hazards of nonmetallic materials which are, or are proposed to be, used in contact with potable water. The main purpose of this study is to provide test methods which can be used for such an evaluation.

2. OBJECTIVES

The objectives of the study are:

2.1 Existing Test Methods and Protocols

Conduct a literature search and document and review existing test methods and protocols which pertain to the effects nonmetallic materials in contact with potable water might have on the quality of the water.

2.2 Survey of Nonmetallic Materials for Potable Water Use

Survey the kinds of material used in the water supply industry and obtain from manufacturers/distributors data on such products which are sold for potable water use in Canada.

2.3 Protocols/Test Methods

On the basis of the findings from 2.1 and 2.2. develop a protocol from which test methods may be selected for the evaluation of the safety materials used as coatings, liners or piping in contact with potable water supplies.

3. EXISTING STANDARD TEST METHODS FOR EVALUATION OF MATERIALS IN CONTACT WITH POTABLE WATER

It has already been mentioned that most standards which have been published for materials in contact with water deal primarily with physical characteristics and performance requirements and do not relate directly to possible health effects. Nevertheless, these standards dealing with nonmetallic coatings or linings are of interest since they have been promulgated for materials which are, or have been, in common use. In addition, a number of the standards contain procedures for extraction to measure water or solvent extractables for the establishment of limits of toxic substances and for limits on taste and odour. These procedures are useful since they contain information on the ratio of area of material extracted to volume of extractant used to obtain observable effects. The standards and/or procedures used for evaluation of nonmetallic materials in contact with water in various countries are as follows:

3.1 United States

The standards used mostly in the U.S.A. are those of the American Water Works Association (AWWA). The standards which apply to internal coatings and pipe materials are listed in Section 3.1.3. Several of these, dealing with iron and steel coatings, also have been approved by the American National Standards Institute (ANSI) and one has been adopted as a Canadian Standards Association (CSA) Standard (C104/A21.4-80).

Two basic extraction procedures are described in these AWWA/ANSI standards which are used in testing of coatings and linings of iron and steel pipe and storage tanks. These are the Environmental Protection Agency (EPA) protocol for water extractables[1] and the Food and Drug Administration (FDA) method for chloroform extractables[2]. The EPA water extractables method is also frequently recommended to State agencies or other interested bodies for an initial evaluation of materials proposed for use in contact with potable water. The EPA and FDA protocols are as follows:

3.1.1 EPA Test Method

This protocol entitled "Directions for determining the water extractable substances from a polymer or resinous water contact surface" is as follows:

"Convenient size pieces of the polymer or the coating applied to a suitable non-corrodable substrate should be prepared in a manner that they can be completely submerged in a container so that each surface will be in full contact with the extracting medium. The container should be of such a size that it will hold not less than 10 milliliters of volume of extractant per square inch of surface. Coating materials should be applied to the substrate at a time that will allow the extraction procedure to be undertaken at the minimum specified time of curing.

Prior to undertaking the extractions, the surfaces should be examined and carefully rinsed with deionized distilled water to remove any extraneous materials present. A solution of sodium hypochlorite containing a hundred parts per million of chlorine at pH 10.5 should be prepared using deionized distilled water and heated to a temperature of 70°F. The sample should be placed in contact with this solution for not less than four hours maintained at this temperature. The chlorine solution is then discarded and the sample again rinsed with deionized distilled water.

A sufficient amount of deionized distilled water is heated to a temperature of 120°F and poured over the samples until completely covered as before, the container covered with aluminum foil and the system maintained at 120°F for a period of 48 hours. The extractant from 120 square inches of the polymer surface is evaporated to about 100 milliliters in a pyrex flask on a hot plate and then transferred to a clean, tared, platinum dish, flushing the flask three times with deionized distilled water to remove the last traces of the extractant. The latter is evaporated to a few milliliters on a low temperature hot plate and the last of the water is removed by evaporation in an oven maintained at 212°F. The platinum dish is cooled in a desiccator for thirty minutes and the residual weighed to the nearest tenth of a milligram. The amount of extractives is calculated as milligrams of extractive per square inch of surface. If this value turns out to be less than 0.5 milligram per square inch, no further experimental work need be done. If the level is higher than that, the analyst may choose to make a determination of the chloroform soluble extractives described on page 568 of the Code of Federal Regulations, Title 21, Food and Drugs, Part 1 to 129, revised as of January 1, 1966."

Extraction Tests

"Amount of material extracted from the finished product of water at 120°F for 48 hours exposure in accordance with the protocol should be furnished from four independent determinations, each representing a total of not less than 120 square inches of polymer surface. The results should be expressed in milligrams per square inch of surface. In the event that any material generally regarded to be hazardous including arsenic, barium, cadmium, chromium, lead, selenium, silver and mercury, is included in the product, the amount leached into the 4 replicate water extracts should be determined. The data should be provided as micrograms per square inch. The method of analysis along with its precision and sensitivity should be specified.

When coatings have epoxy, vinyl and volatile solvents in their formulation additional testing may be required in the form of quantitative and qualitative extraction tests for any toxicants or material generally regarded as hazardous. Examples are epichlorohydrin, vinyl chloride, vinyl acetate, methyl isobutyl ketone, xylene, toluene, and n-butyl alcohol."

Schedule of Tests to be Conducted

The procedures are followed twice without hypochlorite and twice with hypochlorite.

These testing procedures are currently undergoing review by EPA.

The U.S. Environmental Protection Agency, in order to evaluate the safety of the material as a water contact surface, also requires information disclosing the name and amount of each ingredient in the product. When formulae contain common name ingredients and/or trade name ingredients their content must also be completely described. The information received is regarded as privileged and is maintained in a confidential file.

3.1.2 Code of Federal Regulations (CFR) Title 21

The Code of Federal Regulations (CFR) Title 21 entitled "Methods of testing for toxicity of coating material intended for use in transporting or holding food or potable water" may be found in reference (2). This method may form part of the EPA test described in 3.1.1 or, in the case of asphaltine materials used as seal coatings, may be used as a separate test to establish chloroform soluble

extractives. The method has a number of options with regard to extraction conditions such as temperature of the water and to the solvent used as final extractant. Typically, an extraction temperature of 49°C for 24 hours using distilled or demineralized water, followed by evaporation of the water and gravimetric determination of chloroform extractables, is followed in the AWWA standards.

The area of coating to be extracted is not specified for containers in excess of 4 litres, but an area of 1161 cm^2 on quadruplicate samples for containers for multiple use up to 4 litres, is mentioned. The water extracts of the replicates are combined, concentrated and extracted with chloroform. A minimum of 720 in^2 ($\sim$4645 cm^2) of surface area of coating, therefore, appears to be required for extraction in this test method. For coatings intended for repeated use, the chloroform extractives, after correction for zinc extractives as zinc oleate, should not be in excess of 2.8 mg/cm^2 of surface exposed.

3.1.3 AWWA/ANSI Standards

The procedures of interest contained in the following AWWA/ANSI standards are the limit of toxic substances as determined by the EPA and/or CFR procedures and taste and odour evaluations where specified.

Iron and steel pipe and steel water storage tanks

(i) Asphalt sealant

Seal coat requirements for asphaltic or other material used for cement-mortar lining for cast iron and ductile-iron pipe and fittings for water are dealt with in AWWA/ANSI Standard C104/A21.4-80. The method used for evaluation is that described in CFR Title 21.(2) In this standard the seal coat should not yield chloroform soluble extractives, corrected for zinc extractives as zinc oleate in excess of 2.8 mg/cm^2 of surface exposed. The frequency of the test as a quality control measure is left open since the standard for asphaltine materials reads "the seal coat material shall be tested at sufficiently frequent intervals to determine that it meets the requirements prescribed in Section 4.12.3.1", i.e., chloroform extractables not to be in excess of 2.8 mg/cm^2.

(ii) Coal tar epoxy coatings and fusion bonded epoxy coatings

Seal coat requirements for coal tar epoxy coating systems for the interior and exterior of steel water pipe are included in AWWA/ANSI Standard C210-78 (scheduled to be revised in 1983), and for fusion bonded epoxy coatings for the interior and exterior of steel water storage tanks in AWWA Standard C.213-79 (scheduled to be revised in 1984). For both coal tar epoxy and fusion bonded epoxy coatings the general procedure for determining water extractables approved by EPA[1] is used. The coatings are prepared on glass plates with a ground surface. Evaluation is based on the amount of extractives being less than 0.08 mg/cm^2 . If the level is higher then a determination of the chloroform soluble component according to procedures in CFR Title 21[2] is carried out.

In addition to water extractables, a taste and odour test is required for coal tar epoxy and fusion bonded epoxy coatings. In this test, coated microscope slides prepared by dipping, curing and "sterilizing" with sodium hypochlorite as described in the first part of the EPA extraction procedure are placed in odour and taste free tap water for 48 hours at 20°C ± 2°C. The ratio of coated surface in square centimetres to cubic centimetres of water used is 1:4. Evaluation of the extract is based on no objectionable taste being present or odour imparted to the water in excess of the threshold odour number of 3 when carried out according to methods described in "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater".[3]

(iii) Coal Tar

There are no test methods for limits of toxic materials in the current standards for coal tar protective coatings and linings for steel water pipelines of both enamel and tape hot applied types. The only reference made to toxicity in the standard is that the coal tar primer shall contain no benzol or other toxic or highly volatile solvents. AWWA/ANSI C203-78 (scheduled for revision in 1983).

(iv) Paints

There are no test methods for limits of toxic materials in the current standards for either painting steel storage tanks (AWWA/ANSI D102-78) or for the factory coating of tanks (AWWA D103-80). Both these standards are

scheduled for revision in 1982-1983. It is expected that the revision of AWWA D102-78 will incorporate limits on the type of coating which can be employed. Types of coating which are expected to be allowable are the three-coat high-build vinyl, four coat regular vinyl and catalyzed epoxy polyamide. The use of red lead or chromate pigments is prohibited.

(v) Plastic Pipe and Fittings

There are two AWWA standards, one for polyvinyl chloride (PVC) pressure pipe (AWWA C900-75) and one for polyethylene (PE) pressure pipe (AWWA C901-78). These AWWA standards specify that the compounds used to make pipe, couplings etc., shall be tested and certified as suitable for potable water service by an accredited testing agency such as the National Sanitation Foundation (NSF) or the Canadian Standards Association (CSA). The applicable requirements are those specified in NSF Standard No. 14.[4] For example, in the case of PVC plastic pressure pipes and fittings toxicological testing is conducted in accordance with Appendix A of NSF Standard No. 14.[4] In these tests PVC materials are evaluated by testing the extractant water (100 mg/L hardness as $CaCO_3$ amd 1.0 mg/L chlorine in distilled water adjusted to pH 5 is used as a "standard" water) to which the products are exposed. The test requires an exposure of 6452 cm^2 of surface area of material in 4 litres of water at a temperature of 38°C for 72 hours for plastics designed for cold water service. The concentration of potentially harmful substances present must not exceed limits established in the EPA National Interim Primary Drinking Water Regulations[5] and additional limits established by the NSF Industry Advisory Committee on Thermoplastic Pipe.

In the case of PVC piping products for potable water application, the extractant water must not contain contaminants in excess of the following limits.

Contaminant	Maximum Limit (mg/L)
Antimony*	0.05
Arsenic	0.05
Barium	1.00
Cadmium	0.01
Chromium (hexavalent)	0.05
Lead	0.05
Mercury	0.002
Selenium	0.01
Tin*	0.05
Total Dissolved Solids	increase of 70

* NSF established limits of acceptance.
Not defined in Interim Primary Drinking Water Standards.

In addition to an evaluation of extractant water, PVC piping products are analysed by flame-ionization gas chromatography to ensure that a maximum limit of 10 ppm residual vinyl chloride monomer (RVCM) is not exceeded.(4)

The maintenance of this RVCM limit in piping walls ensures that there is reasonable expectation that a significant amount of RVCM cannot migrate into potable water. With a 10 ppm limit of RVCM in pipe walls, the amount of RCVM in potable water conveyed by PVC piping will be below the threshold of detection (50 ppb) by sensitive analytical methods.

Taste and odour evaluations are also carried out in accordance with procedures set forth in NSF Standard 14.(4) Such taste and odour tests are not of direct interest in a toxicological evaluation, but the methods used, particularly the surface area and volume of extractant used to obtain measureable sensory effects, are of value. Exposures are normally 250 in^2 (1625 cm^2) of plastic sample to 1L of "standard" water at a temperature of 38°C for 72 hours. The threshold odour number (TON) of extractant water after exposure to samples of plastics must be less than 10.

3.1.4 New York State Department of Health Test Procedures

The New York State Department of Health also has a test procedure(6) for acceptance of paints, linings, coatings for potable water. Essentially, the test procedure is as follows:

A volume to area ratio of 4:1 to 5:1 is specified for the extractant water and test panel exposure conditions. The extractant test water should be maintained at a temperature of 21 ± 1°C and contain a minimum free chlorine residual of 0.5 mg/L during the normal exposure period of seven days. The test water should be free of the constituents which are to be tested. At the end of the exposure period the test panel is removed and the water thoroughly mixed. Aliquots of the water are then analysed for each of the following constituents:

Arsenic, barium, cadmium, chromium (hexavalent), copper, cyanide, fluoride, iron, manganese, mercury, nitrate, selenium, silver and zinc.

Analytical results are expressed in µg/L or mg/L.

Similarly to the EPA, the New York State Department of Health also requests additional information on product ingredients, amounts, etc.

Additional analyses for constituents other than those listed above may be requested, depending on the product formulation.

To achieve acceptance, the testing results must be less than the current values indicated in part 72, New York Codes, Rules and Regulations, and any other testing results that might be of concern.

3.2 Canadian Standards and Test Methods

As in the case of the U.S. standards, most of the Canadian standards and test methods on coatings and nonmetallic materials are primarily concerned with physical characteristics and performance requirements and do not relate directly to health effects.

3.2.1 Iron and Steel Pipes and Steel Storage Tanks

Asphalt and tar-base sealants and coatings

Seal coat requirements for asphaltic material used for cement-mortar lining for cast-iron and ductile iron pipe and fittings for water are identical to those in ANSI/AWWA Standard C.104/A21.4-80 and are now a Canadian Standards Association (CSA) Endorsed Standard.

A Canadian Government Specifications Board (CGSB) standard which applies to a tar-base type self priming coating suitable for use as internal protection on steel drinking water storage tanks (1-GP-127M 1978) states that "the coating material

shall be a solution of pitch derived from selected tars to form a nontoxic coating ... It shall not impart a noticeable odour or taste to water". No test details on toxicity or taste and odour evaluation are given in the specification.

Guidelines prepared by the Ontario Ministry of the Environment in 1974[7] for the repainting of steel potable water tanks are interesting from the standpoint of this study because of certain recommendations regarding satisfactory interior coatings. Recommended coatings for the interior of tanks were:

(a) cold cure epoxy-polyamide;
(b) organic anodic metal type.

Alkyds and epoxy types were not recommended for submerged situations.

These guidelines and recommendations were intended for the preparation of detailed specifications for contract work. As a result, potable water storage tanks, at least in Ontario, are likely to be coated with these materials which were chosen because they had an expected life of at least 10 years. Prior to 1974 there was a lack of consistency with regard to specification and type of coating used for coating steel potable water tanks and unsatisfactory coating life of only 3 to 4 years was experienced in some instances.

The guidelines also contain details on various methods for disinfection of coated tanks before being placed in service.

These guidelines on chlorination are of interest since they indicate the level and time of chlorination new coatings are subjected to before being placed in contact with potable water and are useful in selecting laboratory test conditions for simulating actual field conditions.

Method No. 1: Chlorine either as high strength calcium hypochlorite or liquid chlorine is introduced into the tank early in the filling operation so as to produce a final concentration of 50 ppm in the full tank. A holding period of a minimum of 6 hours and preferably 24 hours is recommended. The highly chlorinated water is then drained before refilling and placing in service.

Method No. 2: Sufficient water containing 50 ppm chlorine is added to the tank so that when the tank is filled the residual chlorine concentration will be not less than 2 ppm. The water containing 50 ppm chlorine is allowed to stand for 24 hours before the tank is filled. The full tank, in turn, is allowed to stand for

24 hours before placing into service without draining of the water used for disinfection.

3.2.2 Plastic Pipe and Fittings

Five CSA Standards for plastic pipe are available. These are:

Polyethylene Pipe for Cold Water Services (17a)	B 137.1	1970
Rigid Poly(Vinyl Chloride) (PVC) Pipe for Pressure Application (7a)	B 137.3	1972
Chlorinated Poly(Vinyl Chloride) (CPVC) Plastic piping for Hot and Cold Water Distribution systems	B 137.6	1971
Polybutylene Pipe for Cold Water Usage	B 137.7	1976
Polybutylene (PB) Piping for Hot and Cold Water Distribution Systems	B 137.8	1977

Toxicity

As far as toxicity testing is concerned all of these Standards refer to CSA Standard B 137.0 "Definitions, General Requirements and Methods of Testing for Thermoplastic Piping".[8] This Standard specifies the following requirements for testing which are outlined as follows:

Test Water

Distilled water at 23°C with sufficient chlorine added to give an available chlorine residual of 0.5 mg/L as Cl. In addition, 2.0 mg/L fluoride as F is added and the pH adjusted to ~4.5 by adding CO_2 from a pressure tank or by means of dry ice. If the plastic composition includes an ingredient with maximum solubility in the alkaline pH range, then the distilled water is adjusted to a pH greater than 7, chlorine and fluoride being added as above. The test water is limited to a pH between 4 and 9.

Sample Preparation and Exposure to Test Water

The surface area of plastic material exposed to the test water in sealed glass stopped pyrex bottles is approximately 600 cm^2 and the volume 400 mL of test water (i.e., a ratio of 1:0.6). A three-day (72 hour) extraction period at a temperature of 35°C is used. Each glass jar is gently agitated 3 times daily. The extract water is then ready for testing.

Analytical Methods

The following test methods are used to examine the water extract. A spectrographic scan of the elements (emission spectroscopy) is carried out on a times 10 concentration of 500 mL of the acidified (5 mL concentrated HNO_3) water extract. An infrared scan to determine organic materials which may be extracted by the test water is also specified. A comparison between spectra of the extraction water blank and water extracts of the compounding additives is carried out. Concentration of the organic components of the water extract may be necessary by the use of organic solvents. The solvents used will depend on the materials being investigated. Spectra are compared to detect the leaching of any material which may be toxic.

Taste and odour tests are also carried out. The TON shall not exceed 18 and the taste shall be rated as acceptable.

3.3 British Standard Test Procedures

There are three existing British standards which relate to specific materials and a further two proposed, more general, standards in draft form dealing with non-metallic materials in contact with water.

3.3.1 Hot applied bitumen based coatings for ferrous products (BS4147, 1973)

This standard for bitumen (asphalt) contains a taste and odour test. Again, these taste and odour tests are of interest because of the conditions of extraction which have been used to obtain measureable (sensory) effects. The essential features of this test procedure are as follows:

Two glass plates 50 x 150 x 5 mm coated on both surfaces with the complete formulation (i.e., with primer(s) and bitumen coating) are placed in 600 mL glass covered beakers containing 500 mL of (i) clean, unchlorinated odourless and tasteless water of drinking quality; and (ii) clean, odourless and tasteless water of drinking quality chlorinated to a level of 0.1 ppm chlorine by the addition of sodium hypochlorite solution. After immersion of the panels for 24 hours the water is discarded from the beakers and replaced with fresh 500 mL aliquots of each preparation, retaining 500 mL of each preparation as control specimens. The panels are replaced in the beakers and left for a further 24 hours. The water which has been in contact with the coated panels is compared to the control

waters for taste and odour. If the water is considered satisfactory, the test may be considered completed. If it is unsatisfactory, the water should again be discarded and replaced as before, retaining 500 mL of each preparation as controls. After a further 24 hours the examination of the water is repeated.

The independent opinion of at least three people is required by presenting to them in a random order the preparations of water under test and those retained as control specimens. If there is a unanimous decision that the odour or taste in either of the waters is still discernible, the coating is deemed to have failed the test.

3.3.2 Black bitumen coating solutions for cold application (BS3416, 1976)

This specification for bitumen (asphalt) coatings for cold application contains a similar taste and odour specification to that outlined in 3.2.1 above for BS4147, except that in this case, two tin plate panels (150 x 50 mm) coated on both sides to give a dry film mass of 35 ± 5 g/mL for each side are used.

In addition to the taste and odour test, a colour measurement is made. The colour acquired by the water in contact with the test panels (50 mL portion of the final taste and odour extract (3rd extract) examined) shall not be greater than 5 Hazen units of colour.

A test for the presence of phenolic material in the water in contact with the test panels is also conducted on a 50 mL portion of the 500 mL final (3rd) extract for taste and odour assessment, using the 4 aminophenazone/ammonium persulphate method. If the colour of the sample is redder in this test than the control water sample, this indicates that phenols have been extracted from the coating. Dissolved phenols must be absent in this test to pass.

In our estimation, this method, using an assessment of increase in colour viewed in a 50 mL cylinder over a control, probably has a lower detection limit of only 200 to 500 ppb and is, therefore, a rather insensitive test method.

3.3.3 Cement mortar lining (BS4772, 1980)

This specification states that if a bitumen (asphalt) lining is used to assist the curing of the cement mortar, it must comply with BS3416 type 2 material (see 3.3.2 above) and must not impart colour, taste or odour to potable water after drying for 48 hours.

3.3.4 British Draft Standards

A draft British Standard, which is confidential until published as a Standard by the British Standards Institute, on "Effects of Materials on Water Quality" consists of three parts. Part 1 deals with "Microbiological Growth", Part 2 with "Toxic metals extracted from nonmetallic materials", and Part 3 with "Taste, Odour, Colour and Turbidity".

A second document also under consideration as a standard by the British Standards Institution Committee panel deals with a cytotoxicity test. This protocol, applied to nonmetallic materials in contact with water, is at present used as a working document by the National Water Council (NWC) test laboratories for assessment of cytotoxicity.

Publication of these documents as standards is expected in late 1981.

Only an outline of the test procedures proposed as Standards will be given here since the documents must be regarded as confidential for the present.

(i) Draft Standard on "Microbiological Growth"

The basic test procedure involves two techniques for the assessment of microbial growth as a measure of the effect of nonmetallic materials on potable water quality. If the material, when in contact with potable water, supports the growth of organisms such as coliform bacteria, Pseudomonas aeruginosa and fungi, then the material is regarded as adversely affecting water quality. This first test procedure provides for a complete change of water twice weekly, which ensures that any increase in microbial numbers is directly attributable to the material in question and is persistent.

A sample is deemed to have supported significant microbial growth only if three consecutive unsatisfactory counts of a group of microorganisms are obtained, when compared to controls, within six weeks from commencement of the test or if the sample supports the growth of Pseudomonas aeruginosa or coliform bacteria. Pass or failure in the microbial growth test is based on a comparison with positive (paraffin wax) controls and negative (glass slides) controls.

The second or alternative method of assessment of microbial growth, uses measurement of dissolved oxygen (D.O.) in the test compared to a control.

This technique replaces colony counts of bacteria and fungi, but does not replace examination for the presence of Pseudomonas aeruginosa and coliform bacteria. The Water Research Centre in England reports[46] that D.O. measurement combined with tests for Pseudomonas aeruginosa and coliform bacteria provide a comparable assessment to the procedure for assessment by the direct counting microbial growth technique and Pseudomonas aeruginosa and coliform count. The growth of bacteria and fungi is determined by the D.O. depletion compared to a negative control. Materials giving rise to dissolved oxygen depletions of 2.0 mg/L or less are considered satisfactory, but those with depletions between 2.1 and 3.0 mg/L are regarded as unsuitable for potable use except for certain defined situations. Those materials showing D.O. depletions of above 4.0 mg/L in the test are regarded as unsuitable for use with potable water in all situations.

(ii) Draft Standard on Toxic Metals extracted from Nonmetallic Materials

This draft specifies the method for the preparation of an aqueous extract from non-metallic materials on which the amounts of extractable toxic metals may be determined. Basically, the method consists of immersing test pieces of the material (surface area 152 cm^2) in 1 L water for a period of 24 hours at 23°C. The immersion is repeated for a further three 24-hour periods followed by a 72-hour period and then three further 24-hour periods. Toxic metals are determined on the final 24-hour extract.

The metals normally determined include arsenic, cadmium, selenium, lead and chromium. Copper, zinc, manganese, mercury, tin, vanadium, beryllium, molybdenum, silver and barium are included if known to be incorporated in the sample. When the final extract is analyzed by suitable standard methods the level of any toxic metal should not exceed the limits specified by WHO[19] or the European Standards for Drinking Water.[49] If the amount of all toxic metals in an earlier extract do not exceed these limits, the material is deemed to comply with this requirement.

(iii) Taste, Odour, Colour and Turbidity

The methods of test and extraction are the same as in the test for toxic metals ((ii) above). Taste, odour, colour and turbidity are conducted on the final 24-hour extract.

Activated carbon treated tap water is used as a test water and chlorination of the extract is also included as part of the procedure. The material is suitable for use with potable water when no detectable taste or odour is imparted to the final 24-hour (unchlorinated) extract. These tests do not relate directly to the extraction of toxic materials but are mentioned here because they indicate the test conditions and quality of waters used to obtain observable effects of mainly organic materials.

(iv) Cytotoxicity Test

This method is at present in use by the National Water Council test laboratories in the U.K. The test method is used for the assessment of the potential of water extractable substances derived from nonmetallic materials, to give an adverse cytotoxic reaction when in contact with a monkey kidney tissue culture. The test material is immersed in the test water for a specified time period (20°C ± 2°C for 24 hours). The procedure may be repeated up to a total of three times. The extracts are then used in preparation of tissue culture media used subsequently for the growth and maintenance of a cell line (African green monkey kidney cells, VERO cell line ATCC No. CCL81). Where no initial signs of any adverse reaction are seen in the confluent cell monolayers, the sample may be considered free from cytotoxicity. If confluent growth of the cells does not occur in contact with the final extract of the test material, this should be interpreted as a failure in this test. Failure in this test does not mean necessarily that the test material is toxic to man, but it does indicate that there are substances leached into the water from the material which require further investigation before the material may be approved for use in contact with potable water. According to Ashworth[9] this test gives rise to the greatest number of failures with elastomeric materials.

3.4 Federal Republic of Germany Test Methods of Evaluation of Plastics and other Nonmetallic Materials in Contact with Drinking Water

The "Drinking Water Concerns" division of the Plastics Commission of the Federal Ministry of Health (BGA) in conjunction with industry has produced a comprehensive set of guidelines entitled "Recommendations concerning plastics and other nonmetallic industrial materials with respect to uses involving drinking water"

(Committee for Drinking Water (KTW) recommendations). The KTW recommendations include lists of acceptable basic raw materials, including starting materials, auxiliary fabrication materials and additives for plastics manufacture. Provided the starting materials are the subject of a KTW recommendation and the auxiliary fabrication materials and additives meet the requirements of type, amount and purity in the KTW recommendation, the finished product should then be evaluated with respect to its behaviour in contact with drinking water according to the procedures outlined as follows.

Preliminary Treatment

The preliminary step is designed to simulate conditions in actual operation such as flushing of newly-installed plastic pipe with high chlorine concentrations, warm air treatment for drying coatings, etc. The number of processes, treatment time, concentration of chemicals which are likely to be encountered in actual use, are all factored into this preliminary treatment step. This is followed by rinsing with tap water - again in a manner which would correspond to that in practice - until any chemicals used in the preliminary treatment can no longer be detected in the rinse water. A final quick rinse with deionized water completes the preliminary treatment.

Pre-extraction Soaking and Rinsing

Test samples of materials which do not undergo a preliminary treatment in actual operation are subjected to a static soaking period of 24 hours in tap water, followed by rinsing with flowing tap water for 2 hours. Recommended water flow velocity for pipes is 3 m/min. Similar flow rates are suggested for articles or plates suspended in glass troughs using an upflow of water through the chamber. Materials which have been subjected to a preliminary treatment are also subjected to this soaking and rinsing procedure as a second step.

Extraction Procedures

Most test articles are conveniently studied in plate form. For example, paint and other coating materials are applied to 20 x 20 x 0.3 cm glass plates on all sides according to manufacturers' instructions. The coated test plates are then inserted into a glass chamber fitted with a ground glass lid. In this method of investigation, known as the "trough method", the plates are completely immersed in the test water. The ratio of the surface area of the test material to the volume of

the test water, i.e., the surface to volume ratio (O/V ratio), will determine the sensitivity and measurement range of the investigation method.

Materials such as pipes may be studied directly and the O/V ratio varied, within limits, by choice of pipe diameter. The pipe section must be long enough to contain at least 1 litre of test water. The pipes are closed on both ends with completely extracted material.

In extraction experiments using the trough method, the O/V is determined by the volume of the trough and the number of test plates which can be inserted. A maximum of 5 test plates in a glass chamber of 21 x 21 x 9 cm with a volume of 3800 mL is recommended. This results in an O/V ratio of 1:0.8 for 5 plates of 20 x 20 cm coated both sides in the chamber and an O/V of 1:4.5 for 1 plate of 20 x 20 cm. Deionized water is normally recommended for extraction. Other types of test water, e.g., addition of 0.1 N $NaHCO_3$ or chlorine containing water may also be used.

After a contact time of 72 hours the properties of the extractant water are analyzed with regard to the following characteristics.

Detection of Turbidity, Colour and Tendency Towards Foaming

Two hundred mL of the extract water is removed at the end of the 72-hour test period and placed in a tightly sealed 300 mL Erlenmeyer flask. For control purposes, a 200 mL sample of water stored for 72 hours in a similar way, but without test material present, is used as a blank. The test is a simple visual comparison test in which the flasks are shaken vigorously and compared in diffuse light against a black and then white background.

Threshold Odour Number

The T.O.N. is obtained in a similar manner to that described in "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" using three testers.

Total Organic Carbon (TOC)

The TOC of organic in the extract water from two parallel but separate determinations is made along with blank determinations. A mean TOC value in mg/L for the extract water and for the blank water is calculated and the results expressed as TOC in mg/m^2 day knowing the surface area of the test material extracted. A lower limit of detection of 0.2 mg TOC/L is specified.

Determination of Chlorine Consumption

In this test the substances which arise from the test article are chlorinated and/or oxidized by the presence of chlorine (sodium hypochlorite) in the starting water (initial concentration 0.6 to 0.7 mg/L free chlorine). The chlorine consumption is assayed by determining the chlorine content of the extractant water before and after 72-hour immersion of the test material. In the calculation, the decrease in the chlorine concentration without contact with the test material must be taken into account. The value of the chlorine consumption in mg/m^2:day is calculated from two parallel experiments and two corresponding blank controls.

Evaluation Factors based on Surface Area of the System

In the KTW recommendations the parts of a water supply system which come into contact with the drinking water are divided into four categories on the basis of their individual contribution to the surface area of the system. Pipes, which form the largest part of a drinking water supply system as far as surface area is concerned, are accorded the most rigorous factor for evaluation purposes. In tanks and tank coatings the ratio of inner surface area to volume of drinking water is less and, even though residence time may be longer, the criteria for inertness of the tank material or lining are less rigorous. Similarly, jointing section materials, elastomeric seals, etc., which contribute an even smaller amount to surface area are accorded even lower factors.

Classification	Evaluation Factor
A. Pipes	1
B. Containers and container coatings	4
C. Standard equipment (valves, joints, sections)	6
D. Elastic sealing materials and adhesives	50

Typical of limits for TOC and chlorine consumption which are used for evaluation in the case of PVC for the four classes of use are:

Classification	TOC mg/m²:day	Chlorine Consumption mg/m²:day (when exposed to water containing 0.6 to 0.7 mg/L Cl)
A (1:1 cm^2/mL)	2.5	2.0
B (1:4 cm^2/mL)	8.0	8.0
C (1:6 cm^2/mL)	12.0	12.0
D (1:50 cm^2/mL)	100.0	100.0

3.5 Netherlands Test Methods for Materials in Contact with Potable Water

The Netherlands Waterworks Testing and Research Institute KIWA has a "Positive list system" (similar to the KTW "recommended" list) for products which come in contact with drinking water such as monomers, additives and impurities. Three categories are recognized:

(a) materials whose toxicities are so low that no limits need be imposed for toxicological reasons;

(b) materials whose toxicities are such that, dependent on their toxicity, migration of those materials, or of some impurity present, require limits to be imposed;

(c) materials so toxic that their use in products coming into contact with drinking water is considered unacceptable for toxicological reasons.

Materials in (a) and (b) are included in the Positive list, together with their maximum migration qualities or impurity control, if any.

Positive List System

KIWA in collaboration with a governmental commission set up in 1976 (the Commission on the Health Aspects of Chemicals and Materials in Drinking Water Supply (CHCMD)) has been engaged in drawing up lists of raw materials, auxiliary agents and impurities for each product or material type which on toxicological grounds are considered permissible in products which come into contact with water. A positive assessment of about 50 products was made by CHCMD in the period 1976-1980. The basis for toxicological assessment of potentially harmful material whether it be monomer, additive or impurity, is the Acceptable Daily Intake (ADI). This is the quantity of a substance a human being can take in

daily without it being harmful to his health. The ADI is based on results of tests carried out using experimental animals (mice, rats, rabbits, dogs, etc.). The "no toxic effect" level in mg/kg of body weight for a given material and animal is generally divided by a factor of 100 to give the "no effect level" for man. This figure, when multiplied by the body weight (60 kg used as average) gives the ADI. (In the case of mutagenic, carcinogenic or teratogenic substances other principles would apply in relation to acceptability if indeed there is any level of acceptability.) Intake of toxic substances by man is by ingestion with food and water or with inhaled air. It is generally assumed that 10% of the intake of toxic substances by man is in drinking water and this percentage is used in calculating the maximum permissible amounts of toxic substances in water. On the assumption that the daily water intake is 2 litres, an adult may take in one-twentieth of the ADI per litre of drinking water.

It is on the basis of the assumptions mentioned above that CHCMD decides which materials may be placed on the Positive list and for setting migration limits into drinking water.

After comparing the composition with the Positive list, a chemical analysis is carried out on the product. For chemicals used as raw materials for formulation, this implies that the impurity content be determined analytically and compared with the requirements in the Positive list. For formulated materials, simulation tests are required to determine whether the migration of toxic components into drinking water is below the migration limit given in the Positive list. The procedure for this is as follows:

Extraction Procedure (KIWA)

Sample plates (20 x 15 x 0.4 cm) coated both sides with a surface area of $\sim$600 cm^2 (or pipes with an internal surface area of 600 cm^2) are used. the test pieces are then rinsed with tap water for 1 hour and then with distilled water. For extraction, two types of water are specified - a low pH distilled water containing 150 mg CO_2/L (pH 4.6) and a high pH distilled water containing 1×10^{-4} m NH_4OH (pH 10.0). (The reasons stated for using two types of water are that at low pH, organic bases, primary aromatic amines and organo-metal compounds are more readily leached. At high pH, polycyclic aromatics and epichlorohydrin are more readily leached.) Extraction times are based on three

successive periods of 3 days (72 hours) with an extraction temperature of 20° ± 3°C. The time for extraction is based on the fact that for most applications of water piping materials, the contact period is not likely to exceed 3 days under most circumstances. The extraction values must show a decreasing tendency in the successive extractions with the last extraction being used for calculating the amount of leachable material. In the last extraction, the toxic substance must, after application of a correction factor, meet the requirements of the Positive list. Extracts are concentrated and analyzed for specific substances using state of the art laboratory practices and instrumentation.

Because of their toxicity, limits on a number of monomers and additives with regard to maximum permissible "specific migration" are given in Positive list. These maximum permissible "specific migration" limits should be lower than the level considered toxicologically permissible. KIWA carries out several checks each year on the consistency of the product composition.

Correction Factor

Although the migration (extraction) test is based as much as possible on the practical situation, the ratio of test piece surface area to volume of extraction water is deliberately set high for analytical purposes. In practice, however, there are a number of applications of materials where the area/volume ratio is quite low. As a result, the following correction factors have been introduced for some categories of product (c.f. KTW recommendations for Evaluation factors).

	Category	Correction Factor*
1.	Reservoir, tanks	0.01
2.	Pipes, taps, fittings	0.1
3.	Aids and accessories	-**

* A factor of 1 is not used because the surface area/volume in the extraction tests is very large in order to obtain sensitivity.

** Category so low in contact surface area with drinking water that no migration requirements are placed on the component materials.

4. SURVEY OF DISTRIBUTION SYSTEM PIPING IN CANADA

A knowledge of the various materials used for potable water distribution lines across Canada was thought to be desirable in order to assess: (a) what materials could be leached either from the pipe itself or from any coating materials; (b) the degree of any potential problem; and (c) the population exposed to these materials in the various regions of Canada.

The following information is based on private communication[50] from sources with twenty-five years experience in the pipe supply field. The figures are believed to be accurate to ±10%.

4.1 Distribution Water Pipe in Historical Perspective

The following breakdown by decades indicates the changes which have taken place in the major piping materials used.

Installed thirty years ago

Cast iron	70%
Asbestos cement	25%
Caboloy, Brass	5%

Installed twenty years ago

Ductile	10%
Cast iron	60%
Asbestos cement	20%
Polyvinyl chloride, Steel, etc.	10%

Installed ten years ago

Ductile	60%
Asbestos cement	25%
Polyvinyl chloride, Steel, etc.	15%

Materials used for pressure distribution pipe (mains 15 cm or greater) in the last five years - average for all sizes of communities

Polyvinyl chloride	~ 45%
Ductile iron	~ 45%
Steel reinforced cement, Fiberglass, Asbestos-cement, Steel	~ 10%

There are considerable variations in the ratio of ductile iron and PVC piping depending on region in Canada and on community size - for example:

Large Municipalities (Eastern Canada)

Ductile iron	↶ 80%
Polyvinyl chloride	↶ 20%

Medium and Small Communities (Eastern Canada)

Ductile iron	↶ 20%
Polyvinyl chloride	↶ 80%

Breakdown by Pipe Size

A division of use of various materials by pipe size can be made. Smaller pipe sizes (5 cm diameter and under) are used mainly to distribute water from the mains into and within buildings. Larger pipe sizes as already noted (15 cm to over 30 cm diameter) are used for mains distribution of potable water. Intermediate sizes 7.5 cm to 15 cm may be used in both areas.

5 cm diameter and under

Polyethylene	25%
Copper	70%
Polybutylene	5%

7.5 cm - 15 cm diameter

Polycinyl chloride	80%
Ductile	
Polyethylene	20%
Copper	

15 cm - 30 cm diameter

Western Canada (corrosive soils)

Asbestos cement	30%
Polyvinyl chloride	60%
Ductile iron	10%

Eastern Canada (non-corrosive soils)

Ductile iron	45%
Polyvinyl chloride	45%
Asbestos cement	
Steel	10%
Concrete	

Over 30 cm diameter

Ductile iron	40%
Steel reinforced cement	30%
Steel, Asbestos cement, Concrete (low pressure)	30%

4.1.1 Discussion of Survey Data

It will be noted that there is a difference in the pattern of pipe installation in the last five years between major municipalities and medium and small communities in Eastern Canada. Ductile iron pipe predominates in the larger centres and PVC pipe in the smaller communities. This pattern has arisen because larger municipalities tend to adhere to AWWA standards and specifications which will result, on a basis of cost, in the choice of ductile iron pipe. AWWA specifications (based on ASTM standards) for PVC specify a pipe with a very heavy wall which is much more costly for pipes of large diameter. This came about because of early failures with PVC pipe in the U.S.A. These failures resulted from the way the pipe was being extruded rather than from any inherent lack of strength of the material, but this fact was either not recognized at the time or ignored for non-technical reasons. The result was that when the ASTM Schedule 40 for PVC pipe was drawn up, a thicker wall than necessary was specified resulting in PVC pipe in the larger sizes costing more than ductile iron pipe. In Canada, although some early failures were also encountered, the problems were recognized as being those of early manufacturing rather than lack of strength of the material. CSA standards, which were developed independently of the U.S.A., therefore allow an entirely satisfactory thinner wall pipe to be used which is competitive with ductile iron pipe in these larger pipe sizes.

As a result, PVC appears to be a material which is capturing an increasing share of the water distribution market, particularly in small to medium size communities in Canada.

Perhaps the most important inference which can be made from the data is that ductile iron pipe water distribution systems serve and have served for approximately the last twenty years the major population centres in Canada. Major manufacturers or distributors of piping materials are listed in Appendix 1. Ductile iron pipe from Canada's major manufacturer supplies a product which

conforms to the AWWA specifications calling for a cement lining frequently sealed with asphalt. The reason for sealing the cement with asphalt is not to impart water repellency to the cement lining during use, but to assist in the proper slow curing of the cement liner. As a result, the material which is, or has been, in contact with water in major distribution lines serving large populations has been asphalt. A knowledge of the leaching characteristics of asphalt linings, therefore, is seen as important.

The use of asbestos cement piping has declined for reasons of occupational health concerns in the manufacturing process, although it is still used in Western Canada.

In pipe sizes of 5 cm diameter and below it will be noted that copper accounts for ∿70% and polyethylene and polybutylene together account for ∿30%. Most of this piping material would be used for water distribution systems within the home.

5. SURVEY OF COATING SYSTEMS*

5.1 Asphalt Based Coating Systems

Asphalt is the high boiling residue produced when crude petroleum is distilled. It also occurs as a natural deposit, but 98 per cent of the asphalt in the U.S. is derived from crude petroleum. It consists of mainly high molecular weight hydrocarbons with a range of molecular weights of 100 to 2500. Elemental analysis shows carbon content of 80 to 89 per cent, hydrogen from 7 to 12 per cent, oxygen from 0 to 3 per cent, sulphur from a trace to 8 per cent, and nitrogen from a trace to 1 per cent. Asphalts contain hundreds of compounds in varying proportions, but are usually classified according to physical properties such as distillation cut, viscosity and/or solubility in solvents, residue, etc. During distillation and cracking of petroleum, varying amounts of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) can be formed by secondary reactions among the various asphalt constituents. Table 1 from an investigation of contaminants in asphalt and coal tar pitch by the office of Toxic Substances (OTS), U.S. Environmental Protection agency in 1978[10], shows the concentration of major PAHs found in asphalt.

The principal use of asphalt is as a seal coat to aid in the cement curing process of cement mortar lined cast iron and ductile iron pipe (AWWA/ANSI Standard C104/A21.4-80). The seal coat also serves to protect the cement mortar from decalcification in soft waters. The coating is normally about 0.0026 to 0.005 cm thick and is most commonly a petroleum derived asphalt based coating. Typical asphaltic materials widely used in Canada are stated to meet the AWWA/ANSI C104/A21.4-80 specification. These asphaltic coatings are designed for application by a conventional "spray lance" to the interior of cement lined cast iron pipe. Since these asphaltic coatings have been used by Canadian manufacturers of cement lined cast iron or ductile iron pipe for a number of years, asphalt is a major material in contact with potable water in distribution mains.

---

*Major manufacturers and distributors of coating systems may be found in Appendix 1.

Table 1. Concentration Averages of Several Representative PAH in Asphalt (mg/kg)

Asphalt	Phenanthrene	Pyrene	Benz(a) anthracene	Tri-phenylene	Chrysene	Benzo(a)-pyrene	Benzo(e)-pyrene	Perylene	Benzo(ghi)-perylene	Coronene
1	2.3	0.6	0.15	0.25	0.2	0.5	3.8	-	2.1	1.9
2	0.4	1.8	2.1	6.1	8.9	1.7	13	39.0	4.6	0.8
3	3.5	4.0	1.1	3.1	2.3	1.3	2.9	2.2	1.0	0.5
4	1.3	8.3	0.7	3.4	3.9	2.5	3.2	6.1	1.7	0.2
5	0.6	0.9	0.9	3.8	3.2	1.6	6.5	2.9	2.7	0.9
6	↶35.0	38.0	35.0	7.6	34.0	27.0	52.0	3.0	15.0	2.8
7	1.1	0.3	0.2	1.0	0.7	0.1	1.6	0.1	0.6	0.9
8	↶2.3	0.08	-	0.3	0.04	-	0.03	-	Trace	-
Miller*										
Sample No. 1					10.3	1.3			0.6	
Sample No. 2					2.5	0.8			0.3	

Benzofluorenes, fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, anthracene, picene and indeno(1,2,3-cd)pyrene are present in trace amounts.

Source: Office of Toxic Substances (OTS).[10]

*Miller, Herbert C., W.J. Barrett and R.H. James. "Investigation of Potential Water Contamination by Petroleum Ashalt Coatings in Ductile Iron Pipe." To be published in JAWWA.

5.1.1 Potential Problems with Asphalt Coatings

Asphalt is usually considered to be insoluble in water, but since it contains small amounts of PAH, possible health hazards exist since some PAHs (e.g., benz(a) pyrene) are known carcinogens. The presence in potable water of even trace levels (ppb or ppt) arising from asphalt coatings is of concern. It has been calculated that with an asphalt applied to a thickness of 0.003 cm in a 15 cm ID pipe the amount of asphalt is about 0.16 to 0.20 g per cm of length and 0.33 to 0.39 g per cm of length if the coating is 0.005 cm thick. A typical PAH such as benz(a) pyrene is present in asphalt at about the 1 ppm level and has a solubility in tap water of approximately 10 ng/L.[11] It is, therefore, not unreasonable to expect that PAHs could be present in water at their solubility limit in an asphalt lined water main. In practice, however, any PAHs leached from coatings into a tap water are likely to become adsorbed in particulate matter and/or become chlorinated or oxygenated by the free chlorine residual in tap water.[12, 13] Halogenated products of organic compounds such as PAH are possibly of even greater concern to health.

Oyler et al[14] showed that the aqueous chlorination products of standard PAHs include anthraquinone, fluoranthene chlorohydrin, monochloro derivatives of fluorene, phenanthrene, methyl naphthalene and methylphenanthrene. The concentrations of these compounds in drinking water as well as their toxicological properties should be investigated further.

The life of these coatings is also an unknown quantity. Asphaltic coatings would be expected to be less durable and more easily abraded than, for example, hot applied coal tar enamel coatings. Exfoliation of asphalt linings with aging is likely to occur, but the extent and fate of such fragments or particles of linings containing PAHs in drinking water is unknown.

In addition to possible problems arising from physical attrition, chemical leaching and chemical interactions with chlorine, there is also the possibility of indirect chemical effects arising from microbial growth on linings. While there are no reported microbiological problems on asphalt linings, other coatings such as coal tar epoxy, epoxy resin, chlorinated rubber, PVC and bitumen[13, 14] have all been shown to support microbial growth in contact with drinking water under certain conditions. It has been shown that trihalomethanes (principally chloroform) can be formed from the chlorination of cast iron water pipe bacterial film[15]. The results of this latter

study showed that when a bacterial film was present, there was more than a 500 per cent increase in the production of trihalomethanes compared to when the bacterial film was absent. The production of trihalomethanes resulting from the chlorination of bacterial slime increased with increasing chlorine dose, pH, temperature, dissolved oxygen and concentration and quantity of bacterial slime. If asphalt coatings support growth in chlorinated tap water, then the production of trihalomethanes such as chloroform in situ on the coating could markedly affect the leaching of PAHs because of solvent action. This potential problem may warrant an investigation of the ability of asphalt (and other PAH containing coatings) to support microbial growth under typical potable water supply conditions.

5.1.2 Experimental Data on PAHs in Water from Asphalt Coatings

A recent and, as yet, unpublished study at the Southern Research Institute[18] funded by the Ductile Iron Pipe Association was designed to show whether asphalt seal coatings in ductile iron pipe contributed significant concentrations of PAHs to water. Their findings indicated that the sum of the measured concentrations of six specified PAHs (fluoranthene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, benzo(a) pyrene, indeno(1,2,3,-cd)pyrene, benzo(ghi)perylene) did not exceed 10 ng/L in three independent tests. The highest concentration observed of any one of the six PAHs was 5 ng/L. World Health Organization (WHO) recommendations are that the sum of the concentrations of the above PAHs should not exceed 0.2 µg/L (200 ng/L). The results of Miller et al indicate that there should be very little contribution of PAHs to water from relatively freshly coated pipe.

5.2 Coal Tar Based Coating Systems

Coal tar is a product derived during the carbonization of coal. Most coal tar pitches are obtained as a distillation residue by-product from the production of metallurgical coke from coal. Although coal tar pitches do not show a distinct melting or crystallizing point, they are usually classified by the softening point. Hard pitches with a softening point of 104°C to 116°C are generally used as coal tar enamels for coating water distribution pipes. Coal tar pitch is composed of 86 - 93% carbon, 5 - 7% hydrogen, 0.5 - 1.5% nitrogen, and small amounts of oxygen and sulphur. It has been estimated that coal tar pitch could contain five to ten thousand components of which less than 200 have been isolated and positively identified. Table 2 shows some of the major compounds in coal tar. Varying amounts of PAH are formed by

secondary reactions among major constituents during the carbonization process. Much larger quantities of PAH are present in coal tar pitches (Table 3) ranging from about 500 to 20 000 mg/kg in concentration compared to asphalt (0.03 to 40 mg/kg) (Table 1).

Fairly high concentrations of zinc (over 200 mg/kg) and lead (~75 mg/kg) and concentrations of between 1 and 10 mg/kg of iron, cadmium, nickel, chromium and copper have been reported.(20)

Straight coal tar pitch itself is not generally suitable as a protective coating because of susceptibility to changes in temperature. As a result, coal tar pitch is usually combined with other materials.

5.2.1 Hot Applied Coal Tar Enamel

The enamel is usually manufactured by dispersing coal in a mixture of coal tar pitch or refined coal tar and high boiling coal tar base oil at temperatures of 250 - 350°C. The product can be adjusted to any desired softening point by varying the proportions of the three ingredients. The enamel may be strengthened by fillers such as talc. Coal tar enamels have been used for internally coating steel water pipelines and water storage tanks for many years in the U.S.A. and for ductile iron pipe in the U.K. The coatings conform to AWWA specification C203 in the U.S.A. and Canada, and British Standard BS4164. These coatings appear to have good erosion resistance and algae and other growths are said not to build up on the enamel surface. Service life of 50 years or more is expected for the linings which are applied at the relatively thick level of 0.24 cm. Inspection of coal tar enameled pipes and tanks after many years of service showed no coating failures when the material was properly applied.

In Canada, hot applied coal tar linings to pipe of a wide diameter range using a centrifugal-spun method are available. These bituminous linings are in accordance with AWWA Specification C-20 and are said not to impart any objectionable taste or odour to potable water. It is not known if coal tar lined pipes are now sold for potable water service, but they are popular for slurry pipelines because of their good resistance to erosion at high velocities where sand or other abrasive materials are present. In the U.S.A. one major supplier of hot applied coal tar enamel stated that potable water use accounted for only 10% of the company's sales of the enamel.

Table 2 - Compounds in Coal Tar Pitch or Refined Tar

1-Naphthylamine
2-Naphthonitrile
3-Hydroxydiphenyleneoxide
Diphenylsulphide
Carbazole
4-Hydroxybiphenyl
Phenanthridine
Acridine
Xanthene
2-Methylcarbazole
Anthracene
Phenanthrene
1-Methylfluorene
2-Azafluoranthene
13-Azafluoranthene
9-Methylphenanthrene
3-Methylphenanthrene
Pyrene
7H-Benzo(c)carbazole
7H-Benzo(a)carbazole
2-Phenylnaphthalene
Benzanthrone
Benz(a)acridine
Benz(c)acridine
Benzo(a)fluorene
Benzo(b)fluorene
Benzo(c)fluorene
3-Methylpyrene
Chrysene
Benz(a)anthracene
Tetracene
Triphenylene
Benzo(b)fluoranthene
Benzo(j)fluoranthene
Benzo(k)fluoranthene
Benzo(a)pyrene
Benzo(e)pyrene
Benzo(ghi)perylene
Picene
Benzo(b)triphenylene
Dibenz(a,h)anthracene
Dibenz(a,j)anthracene
Dibenz(a,h)pyrene
Dibenz(a,i)pyrene

Source: Office of Toxic Substances (OTS)[10]

Table 3 - PAH in Coal Tar

PNA	Concentration (g/kg) in coal tar*	
	(1)	(2)
Anthracene	2.88	4.35
Benz(a)anthracene	6.24	6.98
Benzo(b)chrysene	0.93	0.80
Benzo(j)fluoranthene	0.63	0.45
Benzo(k)fluoranthene	1.08	1.07
Benzo(g,h,i)perylene	1.23	1.89
Benzo(a)pyrene	2.08	1.76
Benzo(e)pyrene	1.85	1.88
Carbazole	1.32	1.27
Chrysene	2.13	2.86
Dibenz(a,h)anthracene	0.30	0.23
Fluoranthene	17.7	17.8
Perylene	0.70	0.76
Phenanthrene	13.6	17.5
Pyrene	7.95	10.6

*Two samples of refined coal tar.

Source: Office of Toxic Substances (OTS)(10).

5.2.2 Cold Applied Coal Tar Paint

Basically, this material is made of the same components as hot applied coal tar enamel, but is liquefied by the incorporation of solvents such as xylene or naphtha. This material was at one time used for water storage tanks above the high water level (AWWA D102-64) only. If used underwater, it contributed to taste and odour. This material has now been withdrawn as a coating system for steel water storage tanks, although a three-coat cold applied coal tar enamel was among seven inside paint systems for steel water tanks listed in AWWA C203-78.

5.2.3 Cold Applied Tasteless and Odourless Coal Tar Paint

This material is made from selected pitch and coal tar solvents which must be free from phenol or other materials which impart taste or odour to water.

5.2.4 Coal Tar Epoxy Paint

Formulations for coal tar epoxy paints for coatings in contact with potable water have been proposed by the AWWA (C210-78) (revision due in 1983) and the Steel Structures Painting Council (SSPC) (Part 16-68T No. 16). A military specification (Mil-P-23236) also deals with coal tar epoxy coatings. Coal tar and low molecular weight epoxy resin (MW $\curvearrowright$500) are miscible in all proportions. High solids coatings can, therefore, be made with cold cure epoxy resin combinations with coal tar using a suitable polyamine, amine adduct or polyamide curing agent. A typical two-part paint consisting of a base component coating coal tar pitch, a polyamide resin, catalyst, mineral filler, gelling agent and thinners, and a second component consisting of liquid epoxy resin, is shown in Table 4. The base containing the curing agent and the resin are mixed just prior to use. Two coats having a minimum thickness of 0.020 cm are generally specified. The cured coat (7 -10 days curing) is said to impart little or no odour or taste to water.

5.2.5 Coal Tar Urethane Paint

Coal tar pitch can be combined with polyurethane to make coatings similar to the coal tar epoxies.

5.2.6 Coal Tar Emulsion Paint

Coal tar emulsion paint is formulated from coal tar pitch, inert mineral fillers such as magnesium silicate, and rust inhibitors such as zinc oxide with water as solvent.

Table 4 - Coal Tar Epoxy Coating: SSPC Paint 16-68T

Ingredient	% by Weight
Component One	
Coal Tar Pitch	34.0 - 36.0
Polyamide Resin	11.0 - 12.0
Magnesium Silicate (ASTM D-605)	30.0 - 32.0
Xylene (ASTM D-364)	18.0 - 21.0
Ethyl Alcohol (95% denatured)	0.9 - 1.1
Gelling Agent	1.5
Catalyst	1.2 - 1.3
Component Two	
Liquid Epoxy Resin (a di-epoxide condensation product of bis-phenol A and epichlorohydrin with terminal epoxide groups)	Approximately 1 part of component 2 to 4 parts of component 1 by weight

Source: Steel Structures Painting Council, 16-687 No. 16.

Neither the coal tar urethane or coal tar emulsion paints appear to be used for water immersion service at the present time.

5.2.7 Potential Problems with Coal Tar Based Coatings

Coal tar based coatings have in the past had widespread use in public water supply systems for coating storage tanks and pipes. The potential for contamination of potable water by these coating materials which contain percentage levels of PAHs, some of which are known to be potent chemical carcinogens, has been of concern to health authorities. It has been shown by Alben[21] that PAHs from commercial coal tar coatings of storage tanks can leach into the water supply. With freshly coated test panels leachates tended to contain the more soluble compounds naphthalene and fluorene, whereas the leachate from a storage tank (coating 5 years old) was biased in favour of the less soluble compounds fluoranthene and pyrene. With continued exposure the coal tar surface becomes

comparatively depleted in the more water soluble compounds and the leachate from aged surfaces, as a result, tends to contain a higher proportion of the less water soluble compounds. However, only one of the compounds studied, fluoranthene, was among the six representative PAHs (total maximum concentration of all six - 0.2 µg/L) designated by WHO[19] as indicating a health hazard from contamination of drinking water. Although the level of fluoranthene was significant with regard to this standard, none of the compounds studied, including fluoranthene, has significant carcinogenic activity. Two other reports[22, 23] provide some evidence of leaching of PAHs from coal tar linings into water. The potential for introduction of toxic substances, as with the asphalt based coatings, has not been adequately determined, although one would suspect that the potential, particularly with regard to PAHs, is much greater for coal tar coatings than asphalt coatings. There appears to be a trend away from using coal tar enamels by the water industry because of occupational health problems with fume control during application and an increasing awareness of the potential for leaching of toxic components from the coating into the water.

In addition, at least one EPA regional office, in a memorandum dated March 1978 and an FDA letter of August 1977, specifically prohibited the use of water tank coatings containing coal tar pitch resin. Various States may have continued to use coal tar base coatings for steel storage tanks up to 1979. In Canada, coal tar coatings are currently available from one company for the coating of metal or concrete potable water tanks. Data sheets provided by the company warn against use of these materials for deadends, stagnant or very low flow lines.

No data or problems have been documented with regard to leaching of toxic materials from coal tar epoxy coatings in contact with water. In addition to possible leaching of coal tar components, there is a possibility of epichlorohydrin being leached from the epoxy resin (see discussion on epoxy resin coatings). Further work on coal tar epoxy coatings is recommended to see if leaching of toxic components from the coal tar and/or the epoxy resin occurs.

5.3 Epoxy Resin Coatings

The term "epoxide" refers to a bridge consisting of an oxygen atom bonded to two other atoms, usually carbon, which are already united in some way. The epoxides which contain the cyclic ring ether grouping $\overset{\frown}{OCHCH_2}$, are commercially

important since they can undergo a large variety of addition and polymerization reactions leading to numerous forms of thermoplastic and thermosetting forms of epoxy resins. Cold cured epoxy resin systems are finding increasing use for the protection of steel surfaces for potable water service. Polyamide resins are frequently used to cure the epoxy resins since the polyamide resins are intrinsically corrosion inhibiting. There are a number of available formulations of this type and some are suited for use on surfaces that are damp. For example, an automated epoxy resin process for relining water mains has recently been successfully developed by a company in the U.K. for pipes up to 30.48 cm diameter. The epoxy which they use adheres to damp surfaces, dries to a tough resistant film in about three hours and is expected to have a service life of thirty years or more. The relining epoxy paint is approved by the National Water Council in the U.K. and is said to be solvent free, nontoxic and non-tainting[24]. The epoxy is presumably of the "mastic" type, i.e., a high solids coating with gum-like consistency. These are usually compounded with a minimum of volatile solvents and may be applied in very thick coats in a single application. A U.S. company[25] also offers an in-place process for epoxy lining for replacement of cement mortar linings in pipes. Their coatings appear to be of the polyamide cured type.

A typical formulation for a complete polyamide-cured two-part (base and curing agent) epoxy paint system is given in Table 5 and for an AWWA approved epoxy primer in Table 6. Single component epoxy systems are also available. These consist of a high molecular weight epoxy resin reacted with a minimum amount of drying oil and modified with a reactive resin in solvents. Drying occurs by oxidation and polymerization.

In addition to their use as paints or coatings, the epoxies are also used as patching materials for concrete structures such as reservoirs. One of these materials, in gel form, can be used for patching leaks under water and is said to be water insoluble, nonpolluting and nontoxic, solvent free material[26]. Epoxy ester type coatings are not suitable for water immersion service[7, 27].

5.3.1 Potential Problems with Epoxy Resin Coatings

In the synthesis of commercial epoxy resins epichlorohydrin (ECH) is usually the principal epoxidizing reactant. The most common hydroxyl containing compounds

Table 5 - Typical Epoxy-polyamide Coating Formulation

Ingredients		Percent by weight
Vehicle non-volatiles	~38%	
Epoxy Resin (mol. wt. 1000)		50
Polyamide (amine value 83 - 93)		50
Vehicle volatiles (solvents)	~62%	
Xylene } for epoxy resin		50
Methyl isobutyl ketone } for epoxy resin		50
Xylene } for polyamide		90
Cellosolve } for polyamide		10

Table 6 - AWWA C210-78 Epoxy Primer

Ingredient	Percent by Weight
Component A	
Bisphenol A-epoxy resin	12.7
Zinc phosphate or zinc molybdate	11.5
Micaceous iron oxide	25.3
Mica	15.5
Suspending agent	4.6
Solvents	30.4
Component B	
Polyamide resin	49.7
Solvents	50.3

Source: AWWA C210-78

for epoxy resins are phenols such as Bisphenol A which react with epichlorohydrin to produce chlorohydrins which are then dehydrochlorinated with a suitable alkali or aluminate or silicate to glycidyl ethers. During the formation of epichlorohydrin from propylene and during the formation of the glycidyl ethers, a number of by-products can arise which are potential toxic contaminants of the final product. Examples of such potentially toxic by-products are 1,3 dichloropropene, 1,2 dichloropropene, chlorinated ethers and chlorinated aliphatic hydrocarbons. Epoxy aromatic resins consisting largely of the diglycidyl ether of Bisphenol A (M. Wt. 828, 1001, 1004)(uncured) have been shown to be mutagenic in the Ames test by Anderson et al[28]. The activity did not appear to be solely caused by possible residual ECH since the activity was present mainly in strain TA 100, whereas controls with ECH showed activity (without activation) in TA 1535 and TA 100. Two of the resins studied were more positive than the ECH control. Earlier work by Hine et al[29] in 1958 in animal studies indicated that epoxy resins were safe.

During "curing" the process by which the epoxide and a curing agent (usually a polyamine or amide) are transformed from low molecular weight materials to a highly cross linked network, certain unreacted components may remain in the "cured" resins. These could include unreacted epichlorohydrin monomer and some of the contaminants formed during its production, but more likely unreacted amine hardeners. Fully cured resins may contain up to 1% of unreacted amine hardeners.[28]

The polyamide resins form a popular and particular class of curing agents. They are the condensation products of dibasic acids and diamines and are similar to "nylon" plastics. Not only do they act as cold (or hot) curing agents with low exotherm for the epoxy resin, but they also act as modifiers for the epoxy system by imparting flexibility and improved impact resistance. As a class, these resins are probably the safest according to Bourne et al[30]. However, because of their high viscosity and their slow rate of cure, modifiers, which may be amines or amine adducts, are sometimes introduced to lower the viscosity and speed up the cure. As a result, the comparative safety of the polyamide may be lost.

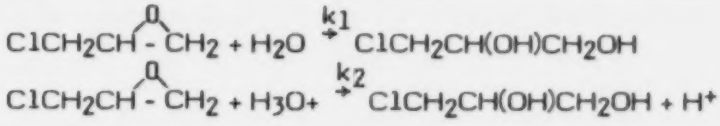
If unreacted epichlorohydrin is leached into water it would be expected to hydrolyze. The hydrolysis is a complex mechanism with the final hydrolysis

products depending on the ionic content of the water, particularly the concentration of anions such as chloride and carbonate-bicarbonate. The consensus is that they will be derivatives of 2,2-propene oxide such as 3-chloro-1,2-propanediol; 1,3-dichloro-2-propanol. The half-life for epichlorohydrin at a maximum is about 8 days (Table 7). Other materials such as reactive diluents in the form of other monomeric epoxy compounds, e.g., alkyl glycidyl ether which may be added to the oligomeric resin components to decrease viscosity; nonreactive solvents such as xylene, acetonitrile, methylethyl ketone, etc.; fillers and pigments; plasticizers, e.g., tricresyl phosphates, dibutyl phthalate; accelerators, e.g., phenol, amine adducts may also be present and could pose toxic hazard.

As a result of this complexity in formulation, a declaration of the ingredients by the manufacturer of the epoxy system would be highly desirable if an assessment and approval for use in contact with potable water is to be made.

Table 7 - Rate Constants for Hydrolysis of Epichlorohydrin

Temperature (°C)	$10^6 k_1$ (s^{-1})	$10^5 k_2$ ($1\ mol^{-1} s^{-1}$)
0.0		6.91
20.0	0.97	43.4
25.0		68.2 ,77
35.0	5.9	
37.0	5.3	
45.0	13.8	
50.0	20.4	
75.0	129.0	
85.0	246.0	



Source: Office of Toxic Substances (OTS)[10].

5.4 Vinyl Coating Systems

Vinyl coating systems are composed of vinyl resin plasticizers, pigments and solvent. Drying occurs by the evaporation of solvent. These coatings are usually applied as several coats with a final coating thickness of 4 to 8 mils. Such coating systems have been used for lining the interior and exterior surfaces of steel potable water tanks for over 20 years. Two types of system are marketed by one major manufacturer. The first system uses a vinyl butyral wash primer to obtain adhesion and is followed by two vinyl coats containing rust inhibiting pigments such as red lead and a finish vinyl coat containing aluminium. The vinyl resin composition is a copolymer of vinyl chloride (91%) and vinyl acetate (9%). The second type of system does not need a special primer coat and is based on a copolymer of vinyl chloride (86%), vinyl acetate (13%) and maleic anhydride (1%).

5.4.1 Potential Problems with Vinyl Coated Systems

Problems from leaching of residual vinyl chloride monomer are now likely to be low since manufacturers have been able to produce resins with low residual monomer content. Problems from residual solvents such as ketones and aromatic hydrocarbons could arise. Drinking water which has been transported through vinyl coated asbestos cement pipes has been shown to have elevated levels of tetrachloroethylene[31]. Tetrachloroethylene is used as a solvent during application of the vinyl coating to the asbestos-cement pipe during manufacture. Even after 5 years of heavy use (1.1×10^6 m^3 of water) tetrachloroethylene continued to leach out of the vinyl lining.

This problem of residual solvent leaching even after long periods of time and heavy water use, is one which may occur with a number of solvent applied coating systems.

The use of red lead (Pb_3O_4) as a rust inhibitor pigment in the primer coat is questionable since Pb_3O_4 is listed as a suspected carcinogen of the lungs and kidneys[32]. The hazard may be slight because a finish coat of vinyl and aluminum is applied but the use of lead should be discouraged.

5.5 Polyurethane Coating Systems

Polyurethanes are derived from the reaction of polyisocyanates with multi-functional hydroxyl-bearing (polyol) resins. Originally, coating systems were two

component systems in which one solution was the isocyanate, usually diphenylmethane-4,4'-diisocyanate (MDI), toluene diisocyanate (TDI) or a TDI adduct and the other the hydroxyl bearing component. Single component systems are now normally used because of convenience and limited pot life of two component systems. One type of coating (alkyd) is prepared by reacting polyisocyanates with the alcoholysis products of a drying oil. The coating has no free isocyanate groupings and depends on the double bond reaction between the unsaturated chains to cure on air drying. Air drying can be catalyzed by addition of driers such as cobalt napthenate.

Moisture cured one-component urethane coatings are also made using a urethane with an excess of isocyanate groups. On evaporation of solvent, the moisture in the air reacts with the isocyanate to bring about curing.

Aliphatic polyurethanes produced from polyisocyanates of biuret structure based on hexamethylene diisocyanate, methylenedicyclohexyl isocyanate and isophorone diisocyanate are also used. Since aliphatic isocyanates have a slower rate of reaction compared to aromatic isocyanates, these systems often use hardening additives such as phthalic polyesters and accelerators such as zinc octonate, zinc naphthenate and dibutyl tin laurate. Polyurethane coatings have been used for coating pipes and the interior of potable water tanks.

5.5.1 Potential Problems with Polyurethane Coatings

Polyurethane coated pipes have been shown to contaminate water with chlorobenzene and other aromatic substances[33]. The amount of chlorobenzene was estimated to be about 1 µg/L compared to a background of about 1 ng/L for normal tap water. The constituents found may have originated from impurities in the starting raw materials. This is a reasonable assumption since insocyanates are known to contain bound chlorine from traces of reaction solvents such as o-dichlorobenzene or monochlorobenzene.

Residual TDI or MDI in the cured product may also be a problem and it is recommended that TDI/MDI residuals be checked. Head space analysis in a closed vessel is one possible method for checking.

A complete disclosure of the polyurethane coating system formulation would be essential in assessing possible health risks because of the various additives which may be used.

6. THERMOPLASTIC PIPE

6.1 Polyvinyl Chloride Pipe (PVC)

Unplasticized (rigid) PVC pipe is the most frequently used of the thermoplastic materials and now has a significant and increasing share of the potable water distribution pipe market (see Section 4). The inert properties of the material, freedom from corrosion, low friction flow factors together with its light weight and ease of installation, have contributed to the popularity of the material. Rigid PVC pipe appears to be most popular for water mains distribution in the 15 and 20 cm diameter sizes where it is competitive with other piping materials. Two types of polymerized vinylchloride are used for PVC pipe production, emulsion PVC and suspension PVC. For piping designed for drinking water, suspension type PVC is used in Canada, U.S.A., U.K., Germany and the Netherlands because of its greater purity, larger particle size and reduced water uptake.

6.1.1 Potential Problems with PVC Rigid Pipe

Draft specifications for UPVC piping for drinking water were in use by KIWA in Holland as early as 1954 and the National Sanitation Foundation (NSF) had a study under way as early as 1952 leading to NSF Standard 14 for plastic piping[4]. Health concerns arising from the use of PVC pipes are: (1) residual vinyl chloride monomer (RVCM), and (2) the presence of additives in the form of stabilizers such as lead and tin.

Vinyl Monomer

In 1978 Dressman and McFarren[34] surveyed five potable water systems for RVCM in which UPVC was used for distribution. This field study showed concentrations of vinyl chloride from 0.03 µg/L to 1.4 µg/L with the lowest concentration persisting in a system nine years old and the highest concentration in the newest (3 years old) system. The authors felt that these levels were well below those that have been so far associated with adverse effects in experimental animals and that levels should decline as piping with lower residual monomer is put into use.

The National Sanitation Foundation in Appendix A of Standard No. 14[4] specifies that PVC piping products for potable water service should not contain more than

10 ppm of residual vinyl monomer. The maintenance of this RVCM limit in piping walls limits the RVCM which can migrate into water to below the threshold of detection (50 ppb).

Stabilizers and Other Additives

PVC pipe is made by extrusion of thermoplastic PVC at temperatures of 150°C to 200°C. Heat stabilizers and internal and external lubricants must be added during this process since PVC is unstable at temperatures above 120°C. Lead or tin compounds are the most common stabilizers added to PVC. In some countries, lead compounds such as lead stearate, dibasic lead stearate and dibasic lead sulfate are not permitted for PVC for potable water service and in others they can be used provided the extractability does not exceed a certain value (e.g., British Standard (3505). In the U.S.A. no lead compounds are permitted and the Canadian CSA standard (B137.0 - 1973) specifies that the lead concentration in a leachate from PVC pipe shall not exceed 0.05 mg/L under the conditions of the test. As a result, in North America, tin compounds, particularly tetravalent organic tin compounds, are used as heat and light stabilizers together with nontoxic compounds such as calcium stearate as a lubricant. Since tin stabilizers are not used as a lubricant, the tin has less tendency to form a metal-rich film on the inner surface of the pipe than lead compounds which are often used as both heat stabilizer and lubricant. Organotin compounds are known to vary in their acute toxic effects, but no data on the acceptable daily intake (ADI) of tin stabilizers (mainly di-alkyl tin where the alkyl group contains four carbon atoms or more) which are used for PVC are available. An ISO/DIS 3114 draft standard suggests that dialkyl tin compounds measured as tin, after a third extraction, should not exceed 0.02 mg/L under the test conditions. The National Sanitation Foundation (NSF) has reported very low concentrations of tin ($\leq$0.01 mg/L) in extracts prepared according to its test procedures. However, all these levels are expressed as tin and no data are available on the risk from long-term exposure to low concentrations of organotins or of their degradation products.

A report in 1973 by the WHO[35] recommended that "research should be carried out to determine the leaching pattern and ultimate concentration of organotin stabilizers and of their degradation products in water resulting from the use of tin-stabilized PVC pipes" and that "there is also a need for toxicological data on

the effect of long-term exposure to these materials so that an acceptable daily intake can be fixed".

The U.S. E.P.A. recently (1979-80) funded research studies to investigate this problem at their Cincinnati HERL facility. The objective of the research was to separate, detect and quantitate the inorganic tin and/or organotin species derived from PVC and CPVC stabilizers exposed to water.

Other additives to UPVC such as lubricants, fillers, pigments, UV stabilizers and residues of polymerization catalysts have been identified in the current German KTW list and permissible limits of concentration given.

Solvent Residues

The smaller diameters of PVC pipe are joined by using a solvent cement composed of PVC dissolved in a mixture of solvents such as tetrahydrofuran and cyclohexanone. Both of these solvents are toxic but are more likely to pose an occupational health hazard during installation rather than to the water consumer, provided the piping was adequately flushed after installation. Larger diameter PVC pipes are joined using bell and spigot fittings.

6.2 Plasticized PVC

Plasticized PVC, which is used for flexible pipes and hoses and domestic anti-splash nozzles on taps, may contain any one of a number of plasticizer materials, the chief one being di-(2-ethylhexyl) phthalate.

6.2.1 Potential Problems with Plasticized PVC Pipe

The plasticizers are capable of supporting the growth of bacteria and/or fungi in large numbers causing turbidity, visible clumps of bacteria or fungi, and a mouldy taste or odour to the water.

6.3 Chlorinated Polyvinyl Chloride Pipe (CPVC)

Chlorinated PVC is PVC treated with chlorine in hot tetrachloroethane solution. The product, after cooling and precipitation by the addition of methanol, is chlorinated to the extent of 63 - 68%.

CPVC plastic piping was designed for domestic and commercial hot water distribution systems (up to 82°C) but can be used for cold water service. The

piping tends to be more brittle than PVC but has the advantage that it does not sag.

6.3.1 Potential Problems with CPVC Pipe

Similar considerations on residual stabilizers, lubricants, polymer catalysts, etc., to those for PVC rigid piping would apply. CPVC pipe is normally solvent welded using CPVC polymer dissolved in tetrahydrofuran and cyclohexanone solvents. Again, there are hazards, potentially to the installers, in the use of these solvents.

6.4 Polyethylene Pipe (PE)

Medium density flexible polyethylene pipe is available in 1.27 cm to 7.5 cm sizes for water for domestic, commercial and industrial water service. High density PE pipe is also available.

6.4.1 Potential Problems with PE Pipe

The German KTW list gives a list of residues and limits on concentration of catalysts, decomposition products of initiators and residues of emulsifiers, stabilizers and lubricants for PE pipe. For example, metal oxide catalyst residue concentrations of chromium and vanadium in the finished product in the form of water soluble chromium compounds must not exceed 0.05 mg/kg calculated as chromium and for vanadium, 20 mg/kg calculated as vanadium pentoxide.

PE pipe is commonly joined by hot flaring. Some decomposition of the polymer is likely during this process but the area affected is small and therefore is unlikely to give rise to significant quantities of toxic materials, particularly if the lines are flushed before use.

6.5 Polypropylene Pipe (Pp)

Polypropylene pipe is rarely used for potable water service in North America mainly because of cost. In Europe it is used for hot water service because of the material's good high temperature performance.

6.5.1 Potential Problems with Polypropylene Pipe

The German KTW list gives limiting concentrations for residual catalysts, stabilizers, lubricants, etc., for polypropylene. For example, limits of 0.05 mg/kg of chromium and 20 mg/kg vanadium as vanadium pentoxide are suggested.

6.6 Polybutylene Pipe (Pb)

Polybutylene piping is available for both hot and cold water distribution systems in sizes of 2 cm to 5 cm. Larger pipe sizes up to 45 cm are available but these are more likely to be used for the transport of slurries because of the outstanding abrasion resistance of this material.

6.6.1 Potential Problems with Polybutylene Pipe

Polybutylene pipe material is relatively new in Canada. The National Sanitation Foundation (NSF) has qualified certain grades of material for use in potable water applications in hot and cold water service and it meets CSA B137.7 requirements for toxicity. The German KTW list on limits for residual catalysts, emulsifiers, lubricants, etc. is in preparation.

Polybutylene pipe is normally cold flared so that problems of solvent residues from solvent welding and decomposition from hot melt joining would not arise.

7. FIBERGLASS REINFORCED PLASTIC PIPE (FRP)

The use of fiberglass reinforced plastic pipes by water utilities for transmission mains is relatively recent, although FRP pipes have been available for almost 20 years. Their light weight combined with the flexibility of the material and freedom from corrosion will likely lead to increasing use of this material, particularly for large-pipe service.

The pipe wall typically consists of three layers, a resin rich polyester liner with a glass reinforcing veil matrix, a second layer of chopped fiberglass and resin and a third reinforcing layer of helical wound glass strands impregnated with resin.

7.1 Potential Problems with FRP Pipe

No potential health hazard problems have been reported in the literature for FRP pipe in potable water service. The formulation of polyester resins which come in contact with the water may be complicated and varied. Basically, the polyester is an unsaturated polyester based resin dissolved in a polymerizable monomer such as styrene. When catalysts are added to cause the points of unsaturation in the polyester chain and monomer to crosslink (thermoset) the final cured resin becomes a copolymer of the polyester and monomer. Innumerable variations can be made in the composition of the base polyester and the type and amount of crosslinking. The main variables which control these properties are (a) kind and amount of dibasic acids; (b) kind of glycols; (c) type and amount of dibasic acids; (d) type and amount of crosslinking monomer; (e) molecular weight of the polyester resin; and (f) inhibitor system. By proper choice of glycols, saturated and unsaturated acids, monomers and inhibitors, resin characteristics can be varied at will. One type of polyester known to be used for piping is an isophthalic acid polyester.

It would be desirable, therefore to have a complete listing of the raw materials (monomer, dibasic acids, inhibitors, thixotropic agents and other additives) used in formulating the polyester resin in order to assess potential health hazards from possible unreacted components.

8. CHLOROSULFONATED POLYETHYLENE (HYPALON)

Several types of this polymer are marketed under the trade mark Hypalon and are produced from high and low density polyethylene. The polymers are cross linked by magnesium oxide although lead oxide (litharge) is used when resistance to hot water or steam is required. The applications of this material are widespread, e.g., in diaphragms and seals of valves used as liners and coatings in tanks and reservoirs. The polymer may also be blended with other polymers such as polychloroprene to improve low temperature properties.

8.1 Potential Problems with Chlorosulfonated Polyethylene

No adverse reports on the use of this material in potable water service have been noted. It is understood that because of the material's popularity as a reservoir lining, the AWWA is considering producing a standard for this material. Lead oxide, as a cross linking agent, would presumably not be used for material intended for potable water service.

9. ACETAL HOMOPOLYMERS (e.g., DELRIN) AND ACETAL COPOLYMERS (e.g., CELCON)

Acetal copolymer resins are high molecular weight stable linear polymers of formaldehyde (CH_2O). They are available in compositions to fit a variety of processing end-use requirements. All grades contain oxidation and thermal stabilizers. The chemical structure and high crystallinity of acetal homopolymers result in many applications for parts which were usually made in metal. For example, in the plumbing industry, injection moulding and extrusions of the acetal homopolymer have been used in hot and cold water applications for the past 15 years, replacing brass and zinc parts in faucets, mixing valves, etc.

The acetal copolymers which are prepared by copolymerization of trioxane with small amounts of a comonomer, exhibit good thermal stability and excellent creep resistance, and are also used in plumbing, e.g., in valves, pumps, faucets.

9.1 Potential Problems with Acetal Homopolymers and Copolymers

No health hazard problems have been reported with these materials. All of the natural basic grades of the homopolymer comply with the 1976 FDA regulation covering the use of homopolymer in repeated use in contact with food. Certain grades of the copolymer are also FDA sanctioned for use in articles in contact with food.

The latest German KTW list gives maximum residual concentrations in the plastic for the monomer, comonomer, catalysts, polymerization regulators and inhibitors, stabilizers, lubricants and fillers.

10. SILICONES (POLYSILOXANES)

Silicones are characterized by the polymer molecules containing, in addition to a silicon carbon link, a silicon oxygen link. In order to obtain the desired resin properties, various organic groups are introduced within the polysiloxane chain, e.g., methyl groups impart water repellency, methoxy and alkoxy groups facilitate cross linking at low temperature. When open chain reactive oils with reactive groups at the chain ends are added,these form the base for the manufacture of RTV (room temperature vulcanizing elastomers) which, when crosslinked with the aid of a catalyst such as moisture in air, find application as tough, elastic sealing agents and gasketing materials for tanks etc.

10.1 Potential Problems with Silicones

The cured material has good chemical inertness and low toxicity. No problems have been reported with the cured material.

11. SUGGESTED PROTOCOLS FOR TESTING FOR MIGRATION OF POTENTIALLY HAZARDOUS SUBSTANCES FROM PIPES, LININGS AND COATINGS

There are two parts to testing: (a) leaching conditions, and (b) analysis of leachates.

11.1. Leaching Conditions for Chemical Analysis of Aqueous Extracts

There are several approaches to the design of a leaching system ranging from simple immersion type systems to elaborate systems simulating field-installed distribution systems. Although test systems analagous to field service conditions would be desirable from the point of view of simulating practical working conditions, the cost of setting up such systems and the problems involved in preventing extraneous contamination from pumps and seals are considerable. The simplest systems involving the immersion of coated panels in a tank of water or, in the case of piping materials, a number of pipes closed at one end and filled with water, are easier to set up and are relatively free from contamination problems or artefacts. Although simple systems may lack close analogy to end use conditions in water distribution systems, particularly for pipes and pipe coatings, it is possible, by using a high surface to volume ratio, to represent a "worst case" condition. The data obtained on extractable material under these conditions may then be extrapolated to lower exposure conditions encountered in practice. This has been the approach adopted by the German (KTW) and Dutch (KIWA) authorities where different weighting factors, depending on the particular use of the material in potable water service, are applied to data obtained from static immersion type tests.

The actual surface area and commensurate volume of extractant water required will depend on the number of analyses to be performed and the sensitivity of the analytical techniques. The time of extraction and temperature should also approximate worst case conditions. Table 8 summarizes the conditions of extraction employed by various agencies and workers in extracting substances from materials in contact with water. The first eleven methods listed in Table 8 are static immersion methods and the twelfth method is a pumped recirculating system in which a pipe loop was employed. It will be noted that the ratio of area

in square centimetres to volume in millilitres of extract water varies from a low of 1 to 16 to a high of approximately 1 to 0.6. A ratio of approximately 1:16 is typical of water storage tanks and a ratio of 1:3 approximates that of water distribution pipes (↶15 cm diameter). The extractant waters are generally distilled or deionized water with a pH of around 5.

At lower pH (↶5.0) the leaching of organic bases, primary aromatic amines and organo-metal compounds may be expected to be greater. At high pH the leaching of polycyclic aromatics and epichlorohydrin may be expected to be greater. Ideally, a material should be extracted with a low pH, neutral pH and high pH water, but this adds considerably to the cost of testing. Chlorinated waters (0.5 to 1.0 mg/L Cl) are sometimes used and in a number of cases a pretreatment chlorination step (↶50 mg/L Cl) to simulate disinfection of tanks or piping is employed. For materials intended for cold water service, extraction temperatures are normally 20 to 30°C. Elevated temperatures up to 48.8°C have been employed in some instances. In some cases, only single extractions are carried out with extraction times of 24 to 72 hours. In other cases a series of three or more extractions of 24 to 72 hours are carried out in order to determine leaching trends.

None of these methods addresses the effect of long-term aging of the coatings or of the possible exfoliation of fragments of potentially toxic coating with aging or with varying flow conditions.

The interaction of a heavily chlorinated water with the lining, such as would occur in the initial disinfection of pipes or tanks, is simulated in a number of these tests by subjecting the material under test to a chlorinated water (50 mg/L Cl) pretreatment. In some tests a residual of 0.5 to 1.0 mg/L Cl is used in the extraction water as well, but the value of this is questionable because of the problems of maintaining a low residual in a static test over 24 hours. In addition, any long-term interactions of low levels of chlorine with the material are not likely to be evident in 24 to 72-hour tests. In our opinion, it would be better to simulate the high chlorine levels which are likely to be encountered during commissioning of new tanks and distribution lines. In this way, any short-term gross effects chlorine may have on the material under study will likely be allowed for.

On the basis of the above considerations, the following <u>general</u> preparation and extraction procedure is proposed.

Table 8 - Summary of Conditions Employed by various Agencies for the Extraction of Materials in contact with Water

Agency or Author	Surface area of sample cm^2	Extractant Water		Ratio $\frac{cm^2}{mL}$	Temp. of extraction °C	Time hrs
		Vol. (mL)	Quality			
1. NSF Standard No. 14 (plastics except nylon)	1 613	1 000	100 mg/L hardness as $CaCO_3$ 1.0 mg/L Cl pH 5	1:0.6	37.7 ± 2	72
2. NSF (nylon)	645	4 000	100 mg/L hardness as $CaCO_3$ 1.0 mg/L Cl pH 5	1:6.2	37.7 ± 2	24
3. CSA B137.0 (Thermoplastic piping)	600	400	0.5 mg/L Cl 2.0 mg/L F pH 4.5 with CO_2	1:0.6	35.0	72
4. CFR Title 21	4 644 (1 161 x 4)	No specified vol. but sample to be covered and extract evap. to 100 mL.	Distilled water	?	48.9	24
5. EPA (polymeric substances)	774	1 200 Evap. to 100 mL	Distilled water	1:1.5	48.9	48
6. UK BS4147 (asphalt taste and odour)	150	500	1. Distilled 2. 0.1 mg/L Cl	1:3.3	23	2 x 24 1 x 24
7. UK (toxic metals and taste and odour)	152	1 000	Distilled water	1:6.5	23 ± 2	4 x 24 1 x 72 5 x 24
8. NY State Dept. Hlth taste and odour	Not specified	Not specified	0.5 mg/L free Cl	1:5 to 1:5	21 ± 1	
9. German (KTW)	4 000 800 x 5	3 200 3 800	1. Industrial; or 2. 0.1 N $NaHCO_3$ or 3. chlorinated	1:0.8 1:4.5		1 x 72
10. Dutch (KIWA)	600	Not specified	150 mg/L CO_2 pH 4.6	?	20 ± 3	3 x 72
11. Environmental Health Centre (K. Alben paper on coal tar)(21)	929	15 200 40L required for GC/MS	Tap water	1:16	20 ± 3	168
12. Southern Research (Miller paper on Asphalt)(10)	49 500	150 000 10L withdrawn for HPLC 20L withdrawn for GC/MS	Deionized	1:3	20 ± 3	0.6, 15, 63, 112, 186 & 232

11.1.1 Extraction procedure suggested for paints, coatings and liners, sealants and caulking compounds

1. Apply any primers and coating(s) to both sides of clean glass plates (20 cm x 20 cm) according to the manufacturer's instructions and to the specified thickness, leaving a 1 cm strip uncoated along one edge. The number of test panels required for chemical testing will depend on the sensitivity of the analytical methods. At least 21 test panels should be prepared for extraction in accordance with (3) below.

2. Age the coatings for at least the minimum time period under conditions of temperature and ventilation specified by the manufacturer.

3. Place the coated panels in commercially available glass, thin layer chromatography (TLC) jars (7 plates to a jar) using the formed-in-place glass separators within the jar to keep the plates apart. Add a solution of chlorinated (NaOCl) water containing 50 mg/L Cl and soak for 24 hours. Pour off the chlorinated water and rinse with an up-flow of tap water for 60 minutes followed by distilled water for 3 minutes. (Using 7 plates coated both sides with a total surface area of 7 x 20 x 19 x 2 = 5320 cm^2 and ✓2300 mL of water per jar, a surface area to volume ratio of approximately 1:0.4 is obtained.)

4. Add distilled water (pH ✓5.6 and ✓2300 mL per jar) to completely immerse the coated portion of the plates. Seal the jars with ground-glass edged lids and allow to extract for 72 hours at 23°C ± 3°C. Agitate gently three times a day by rocking the containers.

5. Concentrate and isolate any extracted organics from the combined leachate from the 3 jars containing 7 plates each by one of the techniques mentioned in Section 11.2, e.g., by passage through XAD-2 resin or through polyurethane plugs.

6. Elute the adsorbed or trapped organics with an organic solvent.

7. Repeat steps (4) to (6) a further three times.

8. Analyse initially the first and last concentrated extracts using one or more of the following techniques: GC, $(GC)^2$ - glass capillary gas chromatography, GC/MS, HPLC. See Section 11.2 for selecting appropriate methods.

For piping materials a similar extraction procedure may be used except that the series of pipes when sealed at one end (either solvent or heat sealed) act as their own containers and are filled with water. The surface area/volume ratio should be kept as high as possible by selecting the appropriate pipe diameter.

If a ratio of surface area to volume of 1:0.4 is used in the leaching test this would be approximately 40 times the normal exposure ratio (~1:16) for coatings or liners found in water tanks. In the case of pipes, a ratio of 1:0.4 would be approximately 7 times that estimated for a pipe 15 cm in diameter. Extrapolation to field conditions should also take into account time of contact with the surface as well as surface area. For tanks, 72 hours contact is probably a reasonable upper figure so that the results of successive 72-hour laboratory leaching tests may be reduced by a factor of ~40 in making an assessment. In the case of pipes, however, although the time of exposure in most instances is probably only a few hours, the surface area encountered during distribution could be quite high because of the length of the system. Any reduction factor for piping should be small and it is suggested that a factor of no more than 2 be considered in making an assessment.

11.2 Methods for Examination and Assessment of Organic and Inorganic Materials Extracted from Nonmetallic Materials (Leachates)

11.2.1 Chemical Methods

In order to assess potential public health hazards resulting from leachable materials from nonmetallic materials in contact with potable water, there are two chemical analytical approaches.

1. Quantitative analysis for specific known or suspected contaminants, (e.g., vinyl monomer in PVC, epichlorohydrin in epoxy resins, isocyanates in polyurethanes) or groups or classes of compounds (e.g., total chlorinated hydrocarbons).

2. Comprehensive analyses with the objective of identifying as wide a range as possible of organic (and inorganic) substances in leachates from materials in contact with potable water. The results, which will be only of a qualitative or perhaps semi-quantitative nature, may reveal the presence of potentially hazardous compounds which can, in due course, be analyzed for by specific quantitative methods.

In order to chemically identify contaminants which leach into water from materials, a series of concentration, isolation and separation stages is necessary. Some or all of the following general procedures or steps will usually be required since the materials leached into water are likely to be present only in minute concentrations (µg/L or ng/L) in the aqueous extracts obtained by the leaching procedures described in 11.1. These steps are:

1. Concentration } of organics from water.
2. Isolation }
3. Separation
   (a) pre-separation of organics into groups or fractions;
   (b) derivitization (conversion into organic forms which are more suitable for separation);
   (c) separation into individual organic substances, e.g., by GC, HPLC.
4. Identification - usually by GC/MS or HPLC/MS.

11.2.2 Concentration and Isolation

The concentration/isolation of traces of organics leached into water may be accomplished by a number of techniques such as liquid/liquid extraction, freeze concentration/drying, distillation, purge and trap (adsorption) methods.

Liquid/liquid extraction, although a most useful isolation and concentration method, has two limiting factors - impurities in the solvents and losses of the more volatile fraction of the extracted material during evaporation of the solvent. The latter limitation is less serious since losses can be minimized using appropriate procedures. The rapid liquid extraction of Grob[36] which involves the extraction of 1L of water with 200 µL of pentane followed by evaporation to ~3 µL and analysis by GC is one such method.

Purge and trap techniques such as those described by Bellar and Lichtenberg[37] are also widely used and are applicable to the more volatile organics in water. In this method a stream of purified gas (usually nitrogen) is bubbled through the water sample and the volatilized organic substances in the headspace trapped in a suitable adsorbent. The method of Grob and Zurcher[38] in which the sample is purged and the organics trapped on a small filter containing 2 mg of activated

carbon is a particularly useful method since, in this technique, the headspace gas or vapour is continuously recycled for an extended period of time. The carbon adsorbent is then eluted with a solvent such as carbon disulphide and the organic materials in the solvent examined by GC/MS. In general, this method is not suitable for non-volatile organics in water but the method can be extended to include the collection of some slightly volatile organics by heating the sample during purging.

Direct adsorption of trace organics in water can be carried out by passing the sample through small columns containing a macroreticular resin such as XAD-2 or XAD-4 resin. Volumes of one hundred litres or more of sample can be passed through about 2 g of resin and the adsorbed organics eluted with a solvent such as diethyl ether for subsequent analysis by GC/MS and/or HPLC. Sorption on polyurethane foam plugs is a similar technique which has been used by Saxena.[39] In the direct adsorption and liquid/liquid extraction techniques both volatile and less volatile organic substances are isolated and concentrated. These three methods, liquid/liquid extraction, purge and trap and direct adsorption on resin (or other adsorbent) complement each other and form the chief methods used at the present time for the isolation and concentration of trace organics in water.

Other less commonly used methods for concentration and/or separation of higher molecular weight organics are low temperature evaporation, freeze concentration, freeze drying and reverse osmosis/ultrafiltration. Jolley[40] has recently reviewed concentration/isolation methods for organics in water for biological testing. Apart from the volume of concentrate required, similar advantages and disadvantages of the various methods would apply when used for concentration of leachates for chemical analysis. Table 9 summarizes these methods.

11.3 Separation (Resolution) of Organics

Pre-separation of organics into groups or fractions, e.g., acid, base and neutral extracts, is sometimes used. Conversion (derivitization) of organics isolated from water into forms which are more amenable to separation by GC or HPLC is sometimes necessary.

Table 9 - Practical Methods for Concentrating and Isolating Organic Constituents from Water Samples

Method	Type organic concentrated	Advantages	Disadvantages
Concentration Techniques			
Freeze concentration	Polar and nonpolar	Low temperature	Litre volumes, limited concentration, salt concentration.
Lyophilization	Nonvolatile	Low temperature, high concentration, low contamination.	1-100-L volumes, salt concentration.
Vacuum distillation	Nonvolatile	Ambient or near ambient temperature, high concentration, low contamination.	1-100-L volumes, salt concentration.
Reverse osmosis	Molecular weight >200	Ambient temperature, >100-L volumes	Salt concentration, contamination.
Ultrafiltration	Molecular weight >1000	Ambient temperature	Salt concentration, litre volumes.
Isolation Techniques			
Solvent extraction	Nonpolar, volatile	Ambient temperature, large volumes, low salt concentration.	Solvent contamination, specificity, concentrate storage.
Activated carbon	Nonpolar, volatile, nonvolatile	Ambient temperature, >1000-L volumes	Limited recovery of adsorbed organics, concentrate storage, artifacts.
Ion exchange	Polar, nonpolar	Large volumes, organic recovery 70 - 90%.	Resin preparation and elution
XAD resin	Nonpolar to polar, volatile, nonvolatile.	Convenient, ambient temperature, large volumes.	Contamination, limited recovery of adsorbed organics, resin preparation.
Precipitation	Humic materials specific chemicals		Specificity
Centrifugation	Macromolecules		Specificity, i.e., large molecules, low volumes.
Gas stripping	Volatile	Small samples	Low volumes

Source: Jolley, R.L.[40]

Most often, gas chromatography (GC) with conventional packed columns or glass capillary gas chromatography $(GC)^2$ are used to resolve organic mixtures, although high performance liquid chromatography (HPLC) is extensively used for separation of compounds of higher molecular weight. Techniques such as size exclusion chromatography (Sephadex) and ion exchange are used less often, mainly for higher molecular weight organics.

In order to identify and quantify the organics, detectors used for GC are the flame ionization detector (FID), sensitive to most organics, the electron capture detector (EC) which is extremely sensitive to halogenated organics, the photoionization detector (PID) which is sensitive to aromatic organics; the thermionic detector (TID) sensitive to nitrogen and phosphorus containing compounds and the electrolytic conductivity (Coulson) detector which is sensitive and specific for organics containing halogen, sulphur or nitrogen and finally, the mass spectrometer (MS) which is fairly sensitive for most organics and, in addition, provides a more positive method of identification.

For HPLC, detectors are usually UV/visible absorbance, fluorescence and infrared absorbance.

Figure 1 summarizes the general approach which is currently being used by research workers in a number of countries for the assessment of organics in water. As far as methods for assessing inorganic materials in leachates are concerned, concentration of leached elements may also be necessary before determination by AA, ICAP, etc. Table 10 shows a summary of the available instrumentation for analyzing for organics and inorganics leached from coating materials.

The task of identifying a broad range of organic substances in leachates from materials in contact with water would be formidable. The practical approach suggested is to conduct quantitative chemical analysis on specific known or suspected contaminants, or of classes of compounds, based on a knowledge of the chemical formulation of the material.

Figure 1 - Examples of Procedures used for the Concentration and Examination of Leachates

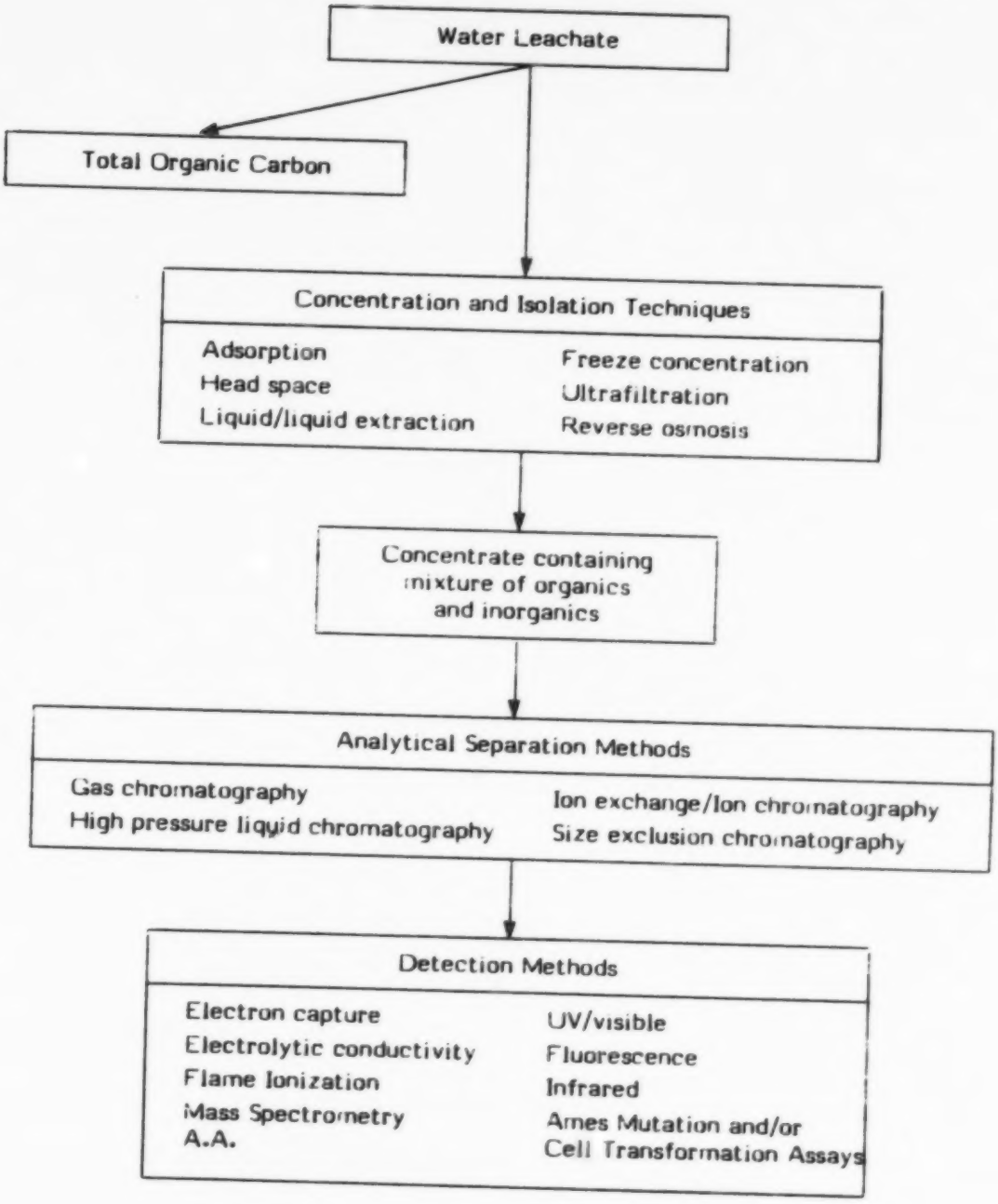


Table 10 - Available Instrumentation for Analyzing Substances Leached from Nonmetallic Materials in Contact with Potable Water

Compound	Primary Method	Alternative Method
Phthalate esters	GC-MS	GC with EC detector
Haloethers	GC-MS	GC with Hall detector
Chlorinated Hydrocarbons	GC-MS	Gc with EC detector
Nitrobenzene	GC-MS	GC with EC detector
Nitrosamines	GC-MS	GC with alkali FI detector
Benzidines	GC-MS	HPLC with electro-chemical detector
Phenols	GC-MS	GC with EC and FI detector
Polynuclear Aromatics	GC-MS	HPLC with fluorescence detector
Pesticides	GC, GC-MS	-
Halogenated Purgeables	GC-MS	GC with Hall or EC detector
Nonhalogenated Purgeables	GC-MS	GC with FI detector
Nonhalogenated Hydrocarbons	GC-MS	GC with FI detector
Elements	AA	ICAP
Asbestos	Electron Microscope	-
Cyanide	Spectrophotometer	-
Total Phenols	Spectrophotometer	-

Legend

GC-MS	gas-chromatograph-mass-spectrometer
GC	gas chromatograph
AA	atomic absorption spectrophotometer
EC	electron capture
FI	flame-ionization
HPLC	high-performance liquid chromatography
ICAP	inductively coupled argon-plasma emission-spectroscopy

Source: "Interim Technical Report for Indirect Additives used in Drinking Water." Submitted by JRB Associates, Inc., to EPA. 1979.

11.4 Biological Methods of Detection or Assessment

In order to broaden the scope of the screen used for chemical assessment and to reduce the risk of missing toxic or mutagenic degradation products, or other unsuspected compounds, it is suggested that a biological assay or assays be added to the detection screen. A number of short-term bioassays are available and the choice of method(s) largely depends on the preference of the individual investigator(s). It is suggested that for cytotoxicity, a test using monkey kidney cells, as proposed in the Draft British Standard and which is briefly described in Section 3.3.4 of this report, would be suitable. Alternatively, or in addition, it is suggested that an Ames mutagenicity assay[47] would be suitable as a first screen for assessing possible mutagenicity/carcinogenicity potential. Biological assays are discussed further in Section 12.3 of this report.

12. PROBLEMS OF MICROBIOLOGICAL GROWTH ON NONMETALLIC MATERIALS IN CONTACT WITH WATER AND SUGGESTED TEST PROTOCOL FOR THEIR ASSESSMENT

12.1 Introduction

In addition to possible chemical leaching problems, nonmetallic materials in contact with potable water may give rise to microbiological growth problems. Problems of microbial growth with some materials have been documented, particularly in Europe, for a number of years. For example, the growth of microbes on leather washers was documented as early as 1916.(41) More recently, the microbiological degradation of rubber(42) used as rings in the sleeve coupling of water pipes and microbial growth on linings and coatings(43) (chlorinated rubber, epoxy resin, bitumen, polyacrylic resin) for tanks and reservoirs have been reported from Europe. Ashworth and Cartwright(44) have reported that the U.K. National Water Council (NWC) test laboratories have found that most rubber compounds, apart from silicone rubber, give problems in one or more of their tests. The NWC work also indicates that jointing compounds containing vegetable oil, animal fats, mineral oils and grease (unless silicone based) are all capable of supporting the growth of microorganisms when in contact with water. Plasticized PVC, a number of fiberglass reinforced polyester products, epoxy resins/coatings and most solvent based paints have also been shown to support the growth of microorganisms. Plastic materials such as polyethylene, polypropylene, polytetrafluoro ethylene (PTFE), nylon, unplasticized PVC, ethyl vinyl acetate and polysulphone do not appear to pose a problem.(44) Ellgas and Lee(16) have recently shown that persistently high coliform counts in a water distribution system were due to a growth supportive organic coating on the inside of a steel water tank. In a laboratory test procedure using four test organisms (E. coli, Enterobacter aerogenes, Klebsiella oxytoca and Pseudomonas sp.), a surprising number of coating materials and sealants supported one or more of the test organisms. They also noted that toxic effects exhibited initially by the coatings appeared to be due to residual solvents. After a period of time when most or all of the solvent had gone the basic coating could support growth. The importance of proper air curing of coatings in order to avoid leaching of toxic solvents over long periods of time into water is also evident from this work.

Microbial growth can cause a deterioration in water quality and result, particularly with fungi, in taste and odour problems. Health concerns, however, are centred more on (i) the ability to support the growth of Pseudomonas, a potential pathogen, and (ii) coliforms. To assess this potential, methods such as those of Ellgas[16] in the U.S.A. and of Burman[45] and Colbourne[46] in the U.K. have been used. The method of Burman using a direct enumeration technique has been used as an evaluation method by the National Water Council in the U.K. since 1977.

The indirect dissolved oxygen (D.O.) depletion test used by Colbourne[46] appears to provide a quantitative expression of microbial activity which compares favourably with the colony counting method. A limit of 2.1 mg/L reduction in D.O. has been suggested for acceptance of a material under the test conditions. In addition to the D.O. requirement, growth of both Pseudomonas and coliforms must be absent in these tests.

Health hazards could arise indirectly in the water supply through the reaction of chlorine with bacterial films growing on coatings or liners. Muckerman[17] has shown that bacterial films can act as organic precursor for the formation of trihalomethanes (THM) (mainly chloroform) in a water distribution system. In addition to enhanced THM formation, other problems could arise depending on the nature of the coating material. As already mentioned in Section 5.1.1, greatly enhanced extraction of PAHs from asphalt or coal tar based coatings into the water by the solvent action of THMs might be expected if such coatings support a film of bacterial growth.

12.2 Suggested Microbial Growth Assessment Protocol

In order to assess the extent of microbiological problems, it is suggested that the D.O. method of Colbourne[46] which is contained in the British Standards Institution draft document entitled "Alternative method of test for determining total microbiological growth by means of dissolved oxygen usage" be employed. When carried out along with Pseudomonas and coliform counts this would allow an assessment of potential microbial problems of materials in contact with water.

12.3 Mutagenicity/Toxicity Tests on Water Extractable Substances from Nonmetallic Materials

Biological detectors for detection of potential hazards, which were mentioned in Section 11.4, are desirable in order to broaden the scope obtainable by conventional physico-chemical detection methods. In the U.K. the National Water Council (NWC) testing laboratories have been conducting tests for cytotoxicity. This particular test is used for the assessment of the potential of water extractable substances, derived from nonmetallic materials, to give an adverse cytotoxic reaction when in contact with monkey kidney tissue culture. The chief reason for incorporation of a cytotoxicity test in the NWC protocols was to reveal the presence of leachable biocides. Products could be formulated with a biocide which would persist long enough to pass the microbial growth assessment tests, but these could create a short-term problem of cytotoxicity. Other toxic leachable organics such as antioxidants used in plastics manufacture, would also be revealed by this method if present at sufficient levels. A negative result would not guarantee absence of toxicity, but a positive result would suggest the presence of a substance or substances which should be investigated further.

Unfortunately, there is no single toxicity method which would cover all eventualities. Usually, a phased testing strategy for chemical hazard detection and assessment is adopted in which the simpler, less expensive tests are conducted first to give an indication of toxic potential. In this regard, it is suggested that the Ames[47] mutagenicity test be considered since the method incorporates a toxicity level assessment, to the test Salmonella strains, as part of the mutagenicity test protocol. While such toxicity results obtained on microorganisms are not the same as those which would be obtained with mammalian cells, the data, together with a mutagenic activity assessment, are probably sufficient as a first screen. Again, negative test results in an Ames test do not indicate freedom from mutagenic substances, but a positive result would indicate that further work and identification of the substance(s) responsible is required.

Other investigators may prefer, or require, a number of tests depending on factors such as the degree of human exposure. For example, the Canadian Standards Association in a Draft CSA Standard on "Testing for Biocompatability"[48] of materials used for surgical implants suggests protocols for cytotoxicity (three

types of cell cultures), and mutagenicity using the Ames test and Styles cell transformation test on extracts of polymeric materials. The requirements for biocompatibility are, of course, much more severe than for materials in contact with water.

REFERENCES

1. U.S. Environmental Protection Agency. "Directions for determining the water extractable substances from a polymeric or resinous water contact surface." U.S. E.P.A., Washington, D.C. December 1970.

2. Food and Drug Administration, U.S. Department of Health Education and Welfare. "Methods of testing for toxicity of coating material intended for use in transporting or holding food or potable water." Section 175.300 of Code of Federal Regulations (CFR) Title 21, Chapter 1, April 1, 1978.

3. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater." APHA, AWWA, WPCF, 14th edition.

4. National Sanitation Foundation. "Thermoplastic materials, pipe, fittings, valves, traps and joining materials." Standard No. 14.

5. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Supply. "National Interim Primary Drinking Water Regulations." EPA-570/9-76-003.

6. New York State Department of Health, Engineering and Sanitation Manual Division. "Paints, Linings, Coatings, Conditioners for Process and Potable Water Tanks." Technical Reference PWS23, 1976.

7. Symonds, A.E. "Guidelines for the Repainting of Steel Potable Water Tanks in Ontario Ministry of the Environment." July 1974.

8. Canadian Standards Association. "Definitions, General Requirements and Methods of Testing for Thermoplastic Piping." CSA Standard B137.0. 1973.

9. Ashworth, J. Albury Laboratories Ltd. Personal communication. May 1980.

10. Office of Toxic Substances. "Investigation of Selected Potential Environmental Contaminants: Asphalts and Coal Tar Pitch." EPA560/2-77-005. U.S. EPA, Washington, D.C., 1978.

11. Andelman, J.B., J.E. Snodgrass. "Incidence and Significance of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the Water Environment." Crit. Rev. Env. Control 4, 69, 1974.

12. Harrison, R.M., R. Perry and R.A. Wellings. "Effect of Chlorination Upon Levels of Some Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Water." Env. Sci. Techn. 10, 1151, 1976.

13. Alben, Katherine. "Gas Chromatographic-mass Spectrometric Analysis of Chlorination Effects on Commercial Coal Tar Leachate." Anal. Chem. 52, 1825, 1980.

14. Oyler, A.R., D.L. Bodenner et al. "Determination of Aqueous Chlorination Reaction Products of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons by Reverse Phase HPLC-GC." Anal. Chem. 50, 837, 1978.

15. Schoenen, D.E. Thofern, W. Dott. "Recherches sur les proliférations microbiennes sur des materiaux de peinture et de revêtement utilisés dans les réservoirs d'eau potable." Eaux et Industries No. 40/41, 1980.

16. Ellgas, William M., R. Lee. "Reservoir coatings can support growth." JAWWA 72, 693, 1980.

17. Muckerman, David K. "Production of trihalomethanes from the chlorination of cast iron pipe bacterial films." M.Sc. Thesis, University of Missouri- Rolla 1979. (Available as NTIS document PB80 193394.)

18. Miller, Herbert C., W.J. Barrett, R.H. James. "Investigation of Potential Water Contamination by Petroleum Asphalt Coatings in Ductile Iron Pipe." In press - paper submitted for publication to JAWWA, Nov. 1980.

19. World Health Organization. "International Standards for Drinking Water." Geneva 1971, page 37.

20. U.S. Environmental Protection Agency, ADP/R&D Procurement Section. "Interim Technical Report for Indirect Additives used in Drinking Water." Report by JRB Associates, 1979.

21. Alben Katherine. "Coal Tar Coatings of Storage Tanks. A Source of Contamination of the Potable Water Supply." Env. Sci. Techn. 14, 468, 1980.

22. McLanahan, M.A. "Coal Tar Pitch Coating." Pascugoula, Mississippi. EPA Water Supply Branch, Atlanta, Georgia. Report to Office of Drinking Water, U.S. EPA March 1978.

23. Robeck, G.G. "Health Effects of PAHs." Report to Health Effects Research Laboratory, U.S. EPA March 1978.

24. Anon. "Epoxy Resin Proves Worth." Water and Waste Treatment 23, No. 8, 1980.

25. World Pipe Service Company. "Inplace Coating/Rehabilitation of Pressure Lines." Parkway West, Coraopdis, Penn. 15108.

26. "Aquata poxy." American Chemical Corporation, Palo Alto, Calif. 94301.

27. Jackson, James, O. "Better Performance from Paints for Steel Water Tanks." JAWWA 62, 522, 1970.

28. Anderson, M., P. Kiel, et al. "Mutagenic Action of Aromatic Epoxy Resins." Nature 276, 391, 1978.

29. Hine, G.H., et al. Cancer Res. 18, 20, 1958.

30. Bourne, L.B., F.J.M. Milner, K.B. Alberman. "Health Problems of Epoxy Resins and Amine-curing Agents." Brit. J. Industr. Med. 16, 81, 1959.

31. Wakeham, Stuart G., et al. "Tetrachloroethylene Contamination of Drinking Water by Vinyl-coated Asbestos-cement Pipe." Bull. Environmental Contamination and Toxicology 25, 639, 1980.

32. Sax, N. Irving. "Dangerous Properties of Industrial Materials." 4th ed. 1975.

33. Eklund, G., B. Josefsson and C. Roos. "The Leaching of Volatile Organic Compounds from Different Types of Water Pipes." Vatten 3, 207, 1978.

34. Dressman, Ronald C., and Earl F. McFarren. "Determination of Vinyl Chloride Migration from Polyvinyl Chloride Pipe." JAWWA 70, 29, 1978.

35. World Health Organization. "Health Aspects Relating to the Use of UPVC Pipes for Community Supply." Tech. Paper No. 4, July 1973.

36. Grob, K., K. Grob Jr. and G. Grob. "Organic Substances in Potable Water and in its Precursor, Part 3. The Closed-loop-stripping Procedure Compared with Rapid Liquid Extraction." Jour. Chromatog. 106, 299, 1975.

37. Bellar, T.A., and J.J. Lichtenberg. "Determining Volatile Organics at Microgram-per-litre Levels by Gas Chromatography." JAWWA 66, 739, 1974.

38. Grob, K., and F. Zurcher. "Stripping of Trace Organic Substances from Water, Equipment and Procedure." J. Chromatog. 117, 285, 1976.

39. Saxena, J., D.K. Basu, and J. Kozuchowski. "Method Development and Monitoring of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Selected U.S. Waters." EPA-600/1-77-05Z Washington D.C. U.S. Environmental Protection Agency.

40. Jolley, Robert L. "Concentrating Organics in Water for Biological Testing." Env. Sci. Tech. 15, 874, 1981.

41. Houston, A. "The Growth of Microbes on Leather Washers." 12th Report, Metropolitan Water Board, London 1916.

42. Leeflang, Karel W.H. "Microbiologic Degradation of Rubber." JAWWA 53, 1523, 1963.

43. Schoenen, D., E. Thofern, W. Dott. "Recherches sur les proliférations microbiennes sur des matériaux de peinture et de revêtement utilisés dans les réservoirs d'eau potable." Eaux et industries 40/41, 49, 1980.

44. Ashworth, J., and R.Y. Cartwright. "Testing Nonmetallic Materials for Unsuspected Health Hazards." Engineering Digest Nov./Dec. 24-29, 1978.

45. Burman, N.P., and Jennifer S. Colbourne. "Techniques for the Assessment of Growth of Microorganisms on Plumbing Materials used in Contact with Potable Water." J. Appl. Bact. 43, 137, 1977.

46. Colbourne, Jennifer S., and D.A. Brown. "Dissolved Oxygen, Utilization as an Indicator of Total Microbial Activity on Nonmetallic Materials in Contact with Potable Water." J. Appl. Bact. 47, 223, 1979.

47. Ames, B.N., J. McCann and E. Yamasaki. "Methods for Detecting Carcinogens and Mutagens with the Salmonella/mammalian Microsome Mutagenicity Test." Mutation Research 31, 347, 1975.

48. Canadian Standards Association. "Testing for Biocompatability." CSA Draft Standard Z310.6 (3rd Draft April 1981).

49. European Standards for Drinking-Water. World Health Organization, 2nd ed., 1970.

50. Cawthery, B. Triangle Plumbing, Toronto, Ontario. Personal Communication.

APPENDIX I

Manufacturers and Distributors of Potable Water Distribution Pipe and Coatings and Linings

The attached list of manufacturers and products may be incomplete. The authors apologize for any errors or omissions. The mention of trade names and products does not constitute an endorsement.

MANUFACTURERS OF POTABLE WATER DISTRIBUTION PIPE AND COATINGS AND LININGS

Major Manufacturers of Ductile Iron Pipe (cement lined with asphalt sealant)

Canron Inc.,
Pipe Division,
Toronto, Ontario.

Major Manufacturers of Asbestos Cement Pipe

Johns Manville,
Toronto, Ontario.

Major Manufacturers of Plastic Pipe and Compounded Resin

(a) Polyvinyl chloride (PVC) pressure pipe

Canron Inc.,
Plastics Division,
Rexdale, Ontario.

Starr Manufacturing,
Dartmouth, N.S.

Grandview Industries Ltd.,
Toronto, Ontario.

Scepter Manufacturing Co. Ltd.,
Toronto, Ontario.

Rehar Plastiks of Canada Ltd.,
Montreal, Quebec.

Johns Manville,
Toronto, Ontario.

Alberta Plastics (1976) Ltd.,
Edmonton, Alta.

Compounded Resin

BF Goodrich Canada Ltd.,
Kitchener, Ontario.

Diamond Shamrock-Alberta Gas Ltd.,
Fort Saskatchewan, Alta.

Imperial Oil Ltd.,
Toronto, Ontario.

(b) Polyethylene (PE) Pressure Pipe

Canron Inc.,
Plastics Division,
Rexdale, Ontario.

Dom-X Plastics Ltd.,
Toronto, Ontario.

Grandview Industries Ltd.,
Toronto, Ontario.

Rahn Metals and Plastics Ltd.,
North Bay, Ontario.

Philips Plastics of North America Inc.,
Toronto, Ontario.

Scepter Manufacturing Co. Ltd.,
Toronto, Ontario.

Starr Manufacturing,
Dartmouth, N.S.

Wiik and Hoegland (Canada) Ltd.,
Huntsville, Ontario.

Compounded Resin

Canadian Industries Ltd.

Dupont of Canada Ltd.

Philips Plastics of North America

Hercules Canada

Union Carbide Canada Ltd.

(c) Polypropylene (PP) Pressure Pipe

Grandview Industries Ltd.,
Toronto, Ontario.

Scepter Manufacturing Co. Ltd.,
Toronto, Ontario.

Compounded Resin

Hercules Canada Ltd.,
Montreal, Quebec.

(d) Polybutylene (PB) Pressure Pipe

Rahn Metals and Plastics Ltd.,
North Bay, Ontario.

Dan Dé Products Ltd.,
Vancouver, B.C.

Compounded Resins

Hercules Canada Ltd.,
Montreal, Quebec.

(e) Glass Reinforced Polyester (Fiberglass) Pressure Pipe

CAE Fiberglass Products,
Guelph, Ontario.

Ceilcote Canada,
Mississauga, Ontario.

Compounded Resin

Canadian General Electric,
Toronto, Ontario.

Reichhold Ltd.,
Toronto, Ontario.

Rohm and Haas Canada Ltd.,
Toronto, Ontario.

Pipe and Tank Linings

Sources and Standards

Pipe and tank linings used for potable water in Canada are generally manufactured in the United States or by Canadian subsidiaries of U.S. companies. Therefore, they usually meet requirements specified in United States standards such as the AWWA/ANSI Standards. These standards relate largely to non-health requirements.

Major Manufacturers and Distributors of Coating Materials for Pipes and Tanks

Major distributors and manufacturers of lining and coating materials for pipes and tanks used in potable water service are:

Canadian Distributor	Manufacturer
Sterling Varnish Co. (Canada) Ltd., St. Catharines, Ontario.	Sterling Division, Reichhold Chemicals Inc. Sewickley, Pennsylvania.
Hydro Dynamics Ltd., Willowdale, Ontario.	Wisconsin Protective Coatings, Green Bay, Wisconsin.
Corrosion Services Co. Ltd., Toronto, Ontario.	Carboline Company, St. Louis, Missouri.
Koppers International Canada Ltd., Toronto, Ontario.	Koppers Company Inc., Pittsburgh, Penn.
W.R. Grace and Co. of Canada Ltd., Construction Products Division, Scarborough, Ontario.	W.R. Grace and Co.
International Paints (Canada) Ltd., Toronto, Ontario.	International Paints
Gulf Petroleum, Calgary, Alberta.	Gulf Petroleum
XYZ Protective Coatings Ltd., Cambridge, Ontario.	Ameron, Protective Coatings Division, Brea, California.
Mobil Chemical Canada Ltd., West Hill, Ontario.	Mobile Chemical Co.

Lining Systems used in Canada

Sterling Varnish Co. (Canada) Ltd.,
P.O. Box 554,
St. Catharines, Ontario.

Name and/or Code	Description
Nocoro Interior Hi-Build Epoxy Sysem	Epoxy-polyamide; 2 component; in white.
Nocoro Pox-Duo Interior	Epoxy-amine adduct; 2 component; in white.
Nocoro Interior Single Component Epoxy Coating System	3-coat epoxy system; in aluminum.
Nocoro Interior Vinyl Coating System	Vinyl resin coat, with vinyl butyral wash coat primer; aluminum.
Nocoro Interior Vinul Coating System	VAGH and VMCH vinyl copolymer resin mixture, using vinyl butyl wash coat primer, white, gray, aluminum.
Nocoro Interior 3-coat High-build Vinyl System	Acid-modified vinyl-vinyl acetate copolymer; in white, aluminum and blue.
Nocoro Interior Vinyl Coating System	VMCH vinyl-type resin in red, gray, white and aluminum.
Nocoro Hi-build Catalyzed Epoxy coating for concrete or cement surfaces	High build epoxy-polyamide
Serlik 71-35 Interior Black Pipe Coating	Asphaltic Coating for interior of cement-lined cast iron pipe.

Wisconsin Protective Coatings Corp.,
Green Bay, Wisconsin.

Distributed by:

Hydro Dynamics Ltd.,
482 McNicoll Avenue,
Willowdale, Ontario.
M2H 2E1

Name and/or Code	Description
Plasite 3066	High bake phenolic; tan colour after baking.
Plasite 7133	Pigmented epoxy-polyamide resin; brown, white, light blue, black and light grey.

Plasite C-725	Heavy-built self-priming epoxy; light grey, light blue, white and tile red.
Plasite 7122	Cross-linked epoxy-phenolic; green, light grey, med. grey, black, white, light blue, tile red.
Plasite 7156	Epoxy-amine adduct cured; ivory, light.

Carboline Company,
St. Louis, Missouri.

Distributed by:

Corrosion Service Co. Ltd.,
10 Price Street,
Toronto, Ontario.
M4W 1Z6

Name and/or Code	Description
Carboline 187	Epoxy-amine, heavy build; in black, white and grey.
Carboline 191 System	Epoxy-polyamide

Koppers International Canada Ltd.,
P.O. Box 3458,
Cambridge, Ontario.

Name and/or Code	Description
Bitumastic Super Tank Solution	High build, coal tar base, cold applied.
Asphaltic	Asphaltic base, spray-on coating for sealing cement-lined iron water pipe.

W.R. Grace and Co. of Canada Ltd.,
Construction Products Division,
66 Hymus Road,
Scarborough, Ontario.

Name and/or Code	Description
Bituthene 300	Polyethylene sheet.

International Paints,
188 New Toronto Street,
Toronto, Ontario.
M8V 2E8

Name and/or Code	Description
Intergard EX Series hb Mastic	High-build, 2 component epoxy.
Intertuf Series JXA 105/JXA 110 JXA 106/JXA 110 JXA 107/JXA 110	 Epoxy aluminum Epoxy black Epoxy brown

Gulf Petroleum,
Calgary, Alberta.

Name and/or Code	Description
Sealcoat	Asphaltic base sealant for cement lining in iron pipe - applied at 120°F.

Ameron, Protective Coatings Division,
Brea, California.

Exclusive Canadian Distributor:

XYZ Protective Coatings Ltd.,
P.O. Box 969,
Cambridge, Ontario.
N1R 5X9

Name and/or Code	Description
Amercoat No. 66	High-build, polyamide-cured epoxy; grey, black and white.
Amercoat 395	High-solids amine-cured epoxy; white and off-white.
Amercoat 33	Vinyl copolymer in full range of industrial colours.

Mobil Chemical Canada Ltd.,
Coatings Division,
P.O. Box 200,
West Hill, Ontario.
M1E 4R6

Name and/or Code	Description
Val-Chem 93-F34	Vinyl High-build warm grey.
Val-Chem 94-W9	Vinyl enamel various colours.
Tank Lining 78-D7	Hi-build epoxy in light buff.
Tank Lining 78-W3	High-build epoxy in white.

ANALYSE DES SUBSTANCES EN CONTACT AVEC L'EAU POTABLE, ET ESSAIS VISANT À DÉCELER DES DANGERS INSOUPÇONNÉS MENAÇANT LA SANTÉ

Direction de l'hygiène du milieu
Direction générale de la protection de la santé

Publication autorisée par le
Ministre de la Santé nationale et du Bien-être social

83-DHM-93

DES EXEMPLAIRES DU PRÉSENT RAPPORT PEUVENT
ÊTRE OBTENUS AUPRÈS DE LA

Direction des affaires publiques
Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social
5e étage
Immeuble Brooke Claxton
Ottawa K1A 0K9

Also available in English under the title "Review of materials in contact with potable water and tests for evaluation of unsuspected health hazards"

La préparation de ce document est l'oeuvre de messieurs D.K. Smith, Department of Applied Chemistry et W.D. Brown, Department of Materials Chemistry de l'Ontario Research Foundation en vertu d'un contrat accordé par le ministère de la Santé nationale et du Bien-être social.

L'autorité compétente en matière scientifique était monsieur V. Armstrong de la Direction de l'hygiène du milieu du ministère de la Santé nationale et du Bien-être social qui a fourni aide et conseils dans la préparation de ce rapport.

Les conclusions et les recommandations du présent rapport représentent l'opinion du contractant et ne reflètent pas nécessairement les vues du ministère de la Santé nationale et du Bien-être social.

SOMMAIRE

Les responsables de la santé ont signalé les risques possibles pour la santé, attribuables à l'utilisation de substances non métalliques dans les réservoirs et les réseaux de distribution d'eau potable. Le présent rapport examine les méthodes et les modes opératoires s'appliquant aux essais actuellement en cours en Amérique du Nord et en Europe pour étudier les effets de produits non métalliques sur la qualité de l'eau. On s'intéresse aux problèmes liés aux risques pour la santé, grâce à des enquêtes sur les principales utilisations, compositions et fabrications de produits non métalliques pour l'industrie de l'eau.

Pour évaluer les risques possibles pesant sur la santé, liés à l'utilisation de produits non métalliques, on a proposé une méthode générale, consistant en une série d'essais de lessivage du produit, suivis de la concentration, de l'isolement et de l'analyse chimique quantitative des substances toxiques, organiques ou minérales, dont la présence est suspectée dans les produits de lessivage. Pour élargir l'analyse primaire de toxicité, des essais biologiques, comme ceux de caractères cytotoxiques ou mutagènes, ont également été proposés. Les risques possibles pour la santé, attribuables à la croissance microbienne sur les produits non métalliques, peuvent être évalués grâce à des essais de croissance microbiologique.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier les personnes suivantes: Brian Cawthery de Triangle Plumbing (Toronto) pour ses précieux renseignements et son recueil de données sur la nature des matériaux utilisés pour les tuyaux d'eau; J. Saxena, de l'EPA à Washington et K.I. Campbell de l'EPA à Cincinnati, pour les renseignements et les résultats concernant les recherches faites aux États-Unis sur les matériaux en contact avec l'eau potable; H. Kool de l'Institut national pour l'approvisionnement en eau potable (Pays-Bas), pour les renseignements sur les méthodes d'essai hollandaises (KIWA); P. Scheiber, pour les renseignements sur les méthodes d'essai du KTW de la République fédérale d'Allemagne; G. Missingham du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour les renseignements relatifs aux politiques provinciales concernant les matériaux non métalliques; V.C. Armstrong, de la Section des critères, de Santé et Bien-être social Canada à Ottawa, responsable scientifique du projet, pour les nombreux et précieux conseils et commentaires lors de la préparation du présent rapport.

TABLE DES MATIÈRES

Page

SOMMAIRE v

REMERCIEMENTS vi

1. INTRODUCTION 1

2. OBJECTIFS 3

2.1 Études des méthodes d'essai et analyses existantes 3

2.2 Étude des produits non métalliques destinés à être utilisés pour les réseaux d'eau potable 3

2.3 Analyses/méthodes d'essai 3

3. MÉTHODES D'ESSAI NORMALISÉES EXISTANTES POUR L'ÉVALUATION DE PRODUITS EN CONTACT AVEC L'EAU POTABLE 4

3.1 États-Unis 4

3.1.1 Méthode d'analyse de l'EPA 5

3.1.2 CFR (Code of Federal Regulations, Title 21) 7

3.1.3 Normes AWWA/ANSI 8

3.1.4 Méthodes d'essai du ministère de la Santé de l'État de New York 12

3.2 Normes et méthodes d'essai canadiennes 13

3.2.1 Produits isolants et revêtements à base d'asphalte et de goudron pour tuyaux de fer et d'acier et réservoirs d'acier 13

3.2.2 Tuyaux et raccords en matière plastique 15

3.3 Méthodes d'essai normalisées britanniques 17

3.3.1 Revêtements à base de bitume appliqués à chaud, pour les produits en fer 17

Page

3.3.2 Solutions de revêtement à base de bitume noir pour applications à froid 18

3.3.3 Garniture de mortier de ciment 18

3.3.4 Normes britanniques provisoires 18

3.4 Méthodes d'essai de la République fédérale d'Allemagne pour les matières plastiques et d'autres produits non métalliques en contact avec l'eau potable 22

3.5 Méthodes d'essai utilisées aux Pays-Bas pour les produits en contact avec l'eau potable 26

4. TUYAUTERIE DES SYSTÈMES DE DISTRIBUTION AU CANADA 30

4.1 Données chronologiques sur la tuyauterie de distribution d'eau 30

4.1.1 Discussion des résultats de l'étude 32

5. LES SYSTÈMES DE REVÊTEMENT 35

5.1 Systèmes de revêtement à base d'asphalte 35

5.1.1 Problèmes posés par les revêtements d'asphalte 37

5.1.2 Données expérimentales sur les HAP dans l'eau, provenant de revêtements asphaltiques 39

5.2 Systèmes de revêtement à base de goudron de houille 39

5.2.1 Émail de goudron appliqué à chaud 40

5.2.2 Peinture de goudron de houille appliquée à froid .. 43

5.2.3 Peinture de goudron de houille, sans goût ni odeur, appliquée à froid 43

5.2.4 Peinture de résines époxydes et de goudron de houille 43

5.2.5 Peinture de brai de houille et d'uréthane 44

5.2.6 Peinture d'émulsion de goudron de houille 44

5.2.7 Risques possibles avec les revêtements à base de goudron de houille 45

Page

5.3 Revêtements à base de résine époxyde 47

5.3.1 Risques possibles avec les revêtements à base de résine époxyde 48

5.4 Revêtements vinyliques 51

5.4.1 Risques possibles avec les revêtements vinyliques 53

5.5 Systèmes de revêtement à base de polyuréthane 53

5.5.1 Risques possibles avec les revêtements de polyuréthane 54

6. TUYAUX EN MATIÈRES THERMOPLASTIQUES 56

6.1 Tuyaux en poly(chlorure de vinyle) (PVC) 56

6.1.1 Risques possibles avec les tuyaux en PVC rigide.... 56

6.2 PVC plastifié 59

6.2.1 Risques possibles avec les tuyaux en PVC plastifié 59

6.3 Tuyaux en poly(chlorure de vinyle) chloré (CPVC) 59

6.3.1 Risques possibles avec la tuyauterie en CPVC 60

6.4 Tuyaux en polyéthylène (PE) 60

6.4.1 Risques possibles avec la tuyauterie en PE 60

6.5 Tuyaux en propylène (Pp) 61

6.5.1 Risques possibles avec les tuyaux en polypropylène 61

6.6 Tuyaux en polybutylène 61

6.6.1 Risques possibles avec la tuyauterie en polybutylène 61

7. TUYAUX EN MATIÈRE PLASTIQUE RENFORCÉE DE FIBRE DE VERRE 62

7.1 Risques possibles avec la tuyauterie en MPRFV 62

Page

8. POLYÉTHYLÈNE CHLOROSULFONÉ (HYPALON) 64

8.1 Risques possibles avec le polyéthylène chlorosulfoné 64

9. HOMOPOLYMÈRES D'ACÉTAL ET COPOLYMÈRES D'ACÉTAL 65

9.1 Risques possibles avec les homopolymères et les copolymères d'acétal 65

10. SILICONES (POLYSILOXANES) 66

10.1 Risques possibles avec les silicones 66

11. MÉTHODES PROPOSÉES POUR LES ESSAIS RELATIFS À LA MIGRATION DE SUBSTANCES POTENTIELLEMENT DANGEREUSES À PARTIR DE TUYAUX OU DE LEURS REVÊTEMENTS ET GARNITURES 67

11.1 Conditions de lessivage pour l'analyse chimique d'extraits aqueux 67

11.1.1 Méthode d'extraction proposée pour les peintures, les revêtements et les garnitures, ainsi que pour les isolants et les produits d'imperméabilisation 70

11.2 Méthodes d'analyse et d'évaluation pour les substances organiques et minérales, extraites de matériaux non métalliques 72

11.2.1 Méthodes chimiques 72

11.2.2 Concentration et isolement 74

11.3 Séparation (résolution) des substances organiques 75

11.4 Méthodes biologiques de détection ou d'évaluation 80

12. PROBLÈMES DE CROISSANCE MICROBIOLOGIQUE SUR DES MATÉRIAUX NON MÉTALLIQUES EN CONTACT AVEC L'EAU, ET MÉTHODE D'ESSAI PROPOSÉE POUR LES ÉVALUER 81

12.1 Introduction 81

12.2 Méthode d'évaluation proposée pour la croissance microbienne 83

12.3 Essais pour déterminer le caractère mutagène et la toxicité de substances extractibles par l'eau à partir de matières non métalliques 83

Page

RÉFÉRENCES 85

APPENDICE I - Fabricants et distributeurs de tuyaux et de produits de revêtement ou de garniture pour les réseaux d'eau potable 89

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURE

		Page
Tableau 1	Concentrations moyennes de quelques HAP dans l'asphalte (mg/kg)	36
Tableau 2	Composés présents dans le brai de goudron de houille ou dans le goudron raffiné	41
Tableau 3	HAP dans le goudron de houille	42
Tableau 4	Revêtement époxyde - goudron de houille: SSPC 16-68T (Peinture)	45
Tableau 5	Composition type d'un revêtement époxyde-polyamide	49
Tableau 6	AWWA C210-78, couche primaire de résine époxyde	49
Tableau 7	Constantes de vitesse pour l'hydrolyse de l'épichlorhydrine	52
Tableau 8	Résumé des conditions choisies par divers organismes pour l'extraction des produits en contact avec l'eau	69
Tableau 9	Méthodes pratiques pour concentrer et isoler les constituants organiques d'échantillons d'eau	76
Tableau 10	Méthodes pour l'analyse des substances lessivées à partir de matériaux non métalliques en contact avec l'eau potable	79
Figure 1	Exemples de méthodes utilisées pour la concentration et l'analyse des produits de lessivage	78

1. INTRODUCTION

Pendant sa distribution par les conduites et son stockage dans les réservoirs, l'eau potable entre en contact avec un grand nombre de substances. Les principaux produits ainsi rencontrés sont le fer, l'acier, le béton et des métaux non ferreux, comme le cuivre; mais, dans de nombreux cas, d'autres produits sont employés pour les revêtements et les garnitures. Certains, comme l'asphalte et le goudron de houille, existent depuis de nombreuses années, mais il y a aujourd'hui beaucoup de nouvelles substances employées pour les tuyaux, notamment le poly (chlorure de vinyle), le polybutylène et le polyéthylène, et pour les revêtements, les résines époxydes de goudron de houille ou autres, le polyuréthane, les produits vinyliques, etc. Les effets de ces produits non métalliques sur la qualité de l'eau potable avec laquelle ils sont en contact préoccupent maintenant les responsables de la santé publique.

Le lessivage ou la transformation chimique ou microbiologique de ces produits peuvent entraîner des dangers insoupçonnés pour la santé. Les problèmes peuvent être provoqués directement par le lessivage de substances organiques solubles ou par des constituants métalliques toxiques de celles-ci. Ces substances risquent aussi de se dégrader ou de se décomposer avec le temps, par exemple, au contact avec l'eau chlorée. La croissance de micro-organismes sur certaines des substances peut être à l'origine de problèmes indirects. Des plaintes de consommateurs au sujet du goût, de l'odeur, de la turbidité et de la couleur ont pu, dans de nombreux cas, être liées directement ou indirectement à l'utilisation de produits non métalliques en contact avec l'eau potable.

Il existe dans la documentation scientifique un certain nombre de faits laissant supposer que des composés mutagènes pourraient être entraînés à partir de la surface interne de réservoirs et de conduites d'eau municipaux, revêtus de goudron de houille, mélange qui renferme des agents cancérigènes pour les animaux. Certaines données indiquent aussi que le réseau de distribution d'eau peut introduire des agents mutagènes par des réactions chimiques, comme celle du chlore résiduel avec les substances organiques, ou par action microbienne, lorsque les matériaux utilisés pour les parois des conduites permettent une activité microbienne. Ces micro-organismes peuvent convertir des produits chimiques inactifs en agents mutagènes, ou synthétiser de nouveaux agents mutagènes.

Les normes actuelles pour les produits en contact avec l'eau potable ne traitent que marginalement de critères sanitaires, les propriétés physiques et le rendement passant en priorité. Certaines normes donnent des limites pour des paramètres comme les concentrations de métaux, le goût et l'odeur, ainsi que les produits extractibles au chloroforme. Des méthodes d'analyse pour la mesure de ces paramètres figurent dans les normes. Cependant, à l'exception de quelques normes européennes, ou de normes provisoires, il existe peu d'essais ou de méthodes, conçus ou pouvant être utilisés pour évaluer le risque menaçant la santé, ou la présence de contaminants dans l'eau potable, attribuables à l'application de produits non métalliques.

Il existe donc un besoin d'évaluation, par des essais ou des méthodes d'analyse, des risques possibles pour la santé, attribuables à des substances non métalliques qui seront ou sont déjà employées dans des éléments en contact avec l'eau potable. Le but premier de la présente étude est de déterminer des méthodes d'analyse pouvant servir à cette fin.

2. OBJECTIFS

Voici les objectifs de la présente étude.

2.1 Études des méthodes d'essai et analyses existantes

Rechercher et étudier dans la documentation les méthodes d'essai et les analyses existantes qui visent à déterminer les effets de produits non métalliques sur la qualité de l'eau potable.

2.2 Étude des produits non métalliques destinés à être utilisés pour les réseaux d'eau potable

Étudier le type de produit utilisé dans le secteur de l'approvisionnement en eau, et obtenir des fabricants ou des distributeurs des renseignements sur les produits commerciaux, destinés aux réseaux d'eau potable au Canada.

2.3 Analyses/méthodes d'essai

À partir des résultats de 2.1 et 2.2, élaborer une méthode d'analyse à partir de laquelle des essais pourront être retenus pour l'évaluation des produits utilisés comme revêtement ou garniture, ou pour les tuyaux eux-mêmes, en contact avec l'eau potable.

3. MÉTHODES D'ESSAI NORMALISÉES EXISTANTES POUR L'ÉVALUATION DE PRODUITS EN CONTACT AVEC L'EAU POTABLE

Comme on l'a déjà dit, la plupart des normes publiées pour les produits en contact avec l'eau, traitent principalement des caractéristiques physiques et de l'efficacité, et n'envisagent pas directement les effets possibles sur la santé. Néanmoins, ces normes, qui traitent de revêtements ou de garnitures, présentent un certain intérêt, vu qu'elles concernent des produits qui sont, ou ont été, utilisés universellement. De plus, certaines des normes renferment des méthodes d'extraction, permettant de doser les substances extractibles par l'eau ou un solvant, en vue d'établir les limites pour les teneurs en substances toxiques, ainsi que pour le goût et l'odeur. Ces méthodes renseignent aussi sur le rapport de la surface de la matière extraite par le volume de produit extracteur employé pour obtenir des effets observables. Voici les normes ou méthodes utilisées par divers pays pour l'analyse et l'évaluation des substances non métalliques en contact avec l'eau.

3.1 États-Unis

Les normes les plus couramment employées aux États-Unis sont celles de l'American Water Works Association (AWWA). Les normes qui s'appliquent aux revêtements internes et aux constituants des tuyaux sont données en 3.1.3. Plusieurs de ces normes, qui s'appliquent aux revêtements de fer et d'acier, ont aussi été approuvées par l'American National Standards Institute (ANSI), et l'une d'entre elles a été adoptée par l'Association canadienne de normalisation (ACNOR) (norme C104/A21.4-80).

Deux méthodes fondamentales d'extraction sont décrites dans les normes AWWA/ANSI; elles concernent des essais pour les revêtements et les garnitures de tuyaux en fer et en acier, et de réservoirs de stockage. Il s'agit de la méthode de l'EPA (Environmental Protection Agency) pour les conduits extractibles(1) par l'eau et de celle de la FDA (Food and Drug Administration) pour les produits extractibles(2) par le chloroforme. La première est fréquemment proposée aux organismes gouvernementaux ou autres services concernés, pour une

évaluation préliminaire des produits destinés à être en contact avec l'eau potable. Voici les méthodes EPA et FDA.

3.1.1 Méthode d'analyse de l'EPA

Cette méthode intitulée "Méthode de dosage des substances extractibles par l'eau à partir d'une surface polymérique ou résineuse en contact avec l'eau" s'énonce comme suit:

"Des sections de taille convenable du polymère ou du revêtement appliqué sur un substrat inaltérable approprié doivent être préparées de telle façon qu'elles puissent être complètement immergées dans un contenant, chaque surface se trouvant alors entièrement en contact avec le milieu extracteur. Le volume du contenant devra pouvoir renfermer au minimum 10 millilitres de produit extracteur par 6 centimètres carrés de surface. Les produits de revêtement seront appliqués au substrat dès que l'extraction pourra commencer, après le temps minimal spécifié pour le durcissement.

Avant d'entreprendre l'extraction, les surfaces doivent être examinées et rincées soigneusement à l'aide d'eau distillée déionisée afin d'éliminer toute substance étrangère présente. Une solution d'hypochlorite de sodium renfermant 100 parties par million de chlore à un pH de 10,5 est préparée avec de l'eau distillée déionisée et chauffée à une température de 21°C. L'échantillon est mis en contact avec cette solution pendant au moins quatre heures, et maintenu à cette température. La solution de chlore est ensuite jetée, l'échantillon étant à nouveau rincé à l'eau distillée déionisée.

Une quantité suffisante d'eau distillée déionisée est chauffée à une température de 49°C, et versée sur les échantillons de façon à les couvrir complètement comme précédemment, le contenant étant recouvert d'une feuille d'aluminium et le système maintenu à 49°C pendant une période de 48 heures. Le produit extracteur ayant agi sur 774 cm^2 de la surface polymérique est évaporé à environ 100 millilitres dans une fiole de pyrex sur une plaque chauffante, puis transféré dans une capsule en platine à tare, propre; les dernières traces de produit extracteur dans la fiole sont entraînées par un triple rinçage à l'eau distillée déionisée. L'extracteur est évaporé jusqu'à quelques

millilitres sur une plaque chauffante à basse température, et l'eau résiduelle est éliminée par évaporation dans un four maintenu à 100°C. La capsule en platine est refroidie dans un dessicateur pendant trente minutes; puis, le résidu est pesé au dixième de milligramme. La quantité de produits extraits est calculée en milligrammes de produit par 6 centimètres carrés de surface. Si la valeur obtenu est inférieure à 0,5 milligramme par 6 cm^2, il n'est pas nécessaire de poursuivre l'analyse. Si un montant supérieur est obtenu, l'analyste peut opter pour le dosage des produits extractibles au chloroforme, décrit à la page 568 du Code of Federal Regulations, Title 21, Food and Drugs, Partie 1 à 129, modifié au 1er janvier 1966."

Essais d'extraction

"La quantité de substance extraite du produit fini par l'eau à 49°C lors d'une exposition de 48 heures selon la méthode décrite, est déterminée à partir de quatre dosages individuels, chacun correspondant à au moins 774 cm^2 de surface de polymère. Les résultats sont exprimés en milligrammes par 6 cm^2 de surface. Dans le cas où il y a présence dans le produit d'une substance connue comme étant dangereuse, telle que l'arsenic, le baryum, le cadmium, le chrome, le plomb, le sélénium, l'argent ou le mercure, on mesure la quantité entraînée dans chacun des quatre extraits à l'eau. Les données sont exprimées en microgrammes par 6 cm^2. Devront être indiquées la méthode d'analyse, ainsi que la précision et la sensibilité obtenues.

Lorsque la composition des revêtements inclut des produits époxydes, vinyliques et des solvants volatils, des analyses supplémentaires seront peut-être nécessaires, comme des extractions quantitatives et qualitatives pour toute substance toxique ou matière généralement considérée comme dangereuse. On peut citer les exemples suivants: épichlorhydrine, chlorure de vinyle, acétate de vinyle, méthyl-isobutyl-cétone, xylène, toluène, et alcool n-butylique."

Séquence des essais

Les méthodes sont appliquées deux fois sans hypochlorite, et deux fois avec hypochlorite.

Ces méthodes d'essai sont actuellement réexaminées par l'EPA.

L'EPA (Environmental Protection Agency) des États-Unis exige aussi le nom et la quantité de chaque ingrédient du produit, de façon à pouvoir déterminer si ce produit représente un risque comme surface en contact avec l'eau. Lorsque la composition du produit contient des noms communs d'ingrédients ou des noms commerciaux d'ingrédients, son contenu doit être complètement révélé. Les renseignements ainsi obtenus sont traités confidentiellement.

3.1.2 CFR (Code of Federal Regulations, Title 21)

La section du CFR (Code of Federal Regulations, Title 21), intitulée "Méthodes d'essai de toxicité de produits de revêtement utilisés dans les réseaux de transport ou de stockage d'aliments ou d'eau potable", peut être consultée à la référence (2). Cette méthode peut être considérée comme faisant partie de l'essai EPA décrit en 3.1.1 ou, dans le cas de produits à base d'asphaltine employés comme revêtements isolants, elle peut servir d'essai séparé pour le dosage des substances extractibles, solubles dans le chloroforme. La méthode offre plusieurs choix en ce qui concerne les conditions d'extraction, comme la température de l'eau et la nature du solvant utilisé comme extracteur final. Habituellement, les normes AWWA supposent une température d'extraction de 49°C pendant 24 heures, l'utilisation d'eau distillée ou déminéralisée, l'évaporation de l'eau, et le dosage gravimétrique des produits extraits au chloroforme.

La surface de revêtement à extraire n'est pas précisée pour les contenants dont la capacité dépasse 4 litres, mais en dessous de cette taille, dans le cas de contenants à usage multiple, on mentionne une aire de 1161 cm^2 pour des échantillons en quadruple exemplaires. Les extraits à l'eau des quatre échantillons sont combinés, concentrés et soumis à l'extraction par le chloroforme. Il apparaît donc qu'une aire surfacique minimale de revêtement de 720 po^2 (env. 4645 cm^2) soit nécessaire pour l'extraction dans cette méthode d'essai. Pour des revêtements destinés à un usage répété, les extraits au chloroforme, après correction pour les extraits à base de zinc, comme l'oléate de zinc, devraient donner des résultats ne dépassant pas 2,8 mg/cm^2 de surface exposée.

3.1.3 Normes AWWA/ANSI

Les méthodes qui nous intéressent, contenues dans les normes AWWA/ANSI suivantes, concernent les limites de substances toxiques, déterminées selon les modes opératoires EPA ou CFR, ainsi que les évaluations de goût et d'odeur précisées.

Tuyaux en fer et en acier et réservoirs d'eau en acier

(i) Isolant d'asphalte

La norme AWWA/ANSI C104/A21.4-80 traite des exigences pour les matériaux asphaltiques ou autres, utilisés comme couche isolante de mortier de ciment pour les tuyaux et les raccords en fonte et en fer ductile servant au transport de l'eau. La méthode employée pour l'évaluation est décrite dans les CFR (Title 21)[2]. Dans le cas de cette norme, la couche isolante ne doit pas donner une quantité d'extraits solubles dans le chloroforme, supérieure à 2,8 mg/cm^2 de surface exposée, après correction pour les extraits de zinc, comme l'oléate de zinc. La fréquence d'application de l'essai, comme mesure pour le contrôle de la qualité, est variable, en effet la norme pour les matériaux à base d'asphaltine précise que "le produit servant de couche isolante doit être testé à des intervalles suffisamment rapprochés pour déterminer s'il est conforme aux critères prescrits à la section 4.12.3.1", autrement dit la quantité de produits extractibles au chloroforme ne doit pas dépasser 2,8 mg/cm^2.

(ii) Revêtements époxydes à base de goudron de houille, et revêtements époxydes liés par fusion

Les qualités de couche isolante pour les systèmes de revêtements époxydes de goudron de houille, destinés à l'intérieur et à l'extérieur de tuyaux d'eau en acier, figurent dans la norme AWWA/ANSI C210-78 (norme qui doit être revue en 1983); les qualités de couche isolante pour les revêtements époxydes liés par fusion, destinés à l'intérieur et à l'extérieur de réservoirs d'eau en acier, figurent dans la norme AWWA C.213-79 (norme qui doit être revue en 1984). Pour les deux types de

revêtements, on détermine la quantité de produits extractibles par l'eau grâce à la méthode générale approuvée par l'EPA(1). Les revêtements sont préparés sur des plaques de verre à surface dépolie. L'évaluation se fait par rapport à une quantité d'extraits inférieure à 0,08 mg/cm^2. Si une valeur supérieure est obtenue, on détermine alors la quantité de constituants solubles dans le chloroforme selon la méthode CFR (Title 21)(2).

En plus de l'analyse des produits extractibles par l'eau, les revêtements époxydes de goudron de houille et les revêtements époxydes liés par fusion requièrent un essai pour le goût et l'odeur. Dans cet essai, des lamelles de microscope portant le revêtement, préparées par immersion, durcissement, et "stérilisation" avec de l'hypochlorite de sodium, selon la description donnée dans la première partie de la méthode d'extraction de l'EPA, sont placées dans de l'eau du robinet exempte d'odeur et de goût pendant 48 heures à 20°C ± 2. Le rapport de la surface revêtue en centimètres carrés par le nombre de centimètres cubes d'eau est de 1:4. L'évaluation de l'extrait peut être faite d'après le goût, qui ne doit pas être discutable, ou par l'odeur communiquée à l'eau au-delà du seuil trois de perception olfactive, selon la méthode décrite dans les "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater"(3).

(iii) Goudron de houille

Il n'existe pas de méthode d'essai pour déterminer les limites de substances toxiques dans les normes actuelles pour les garnitures et revêtements protecteurs à base de goudron de houille, destinés aux conduites d'eau en acier, qu'ils soient de type émail ou de type ruban avec application à chaud. Il est question de toxicité dans la norme qu'une seule fois: lorsqu'on souligne que la couche primaire de goudron de houille ne doit contenir ni benzol, ni autre substance toxique, ni solvant hautement volatil. AWWA/ANSI C203-78 (cette norme doit être revue en 1983).

(iv) Peintures

Les normes actuelles ne contiennent aucune méthode d'essai pour les limites relatives aux substances toxiques, qu'il s'agisse de l'application de peinture sur les réservoirs de stockage (AWWA/ANSI D102-78), ou encore du revêtement des réservoirs en usine (AWWA D103-80). Ces normes seront toutes deux revues en 1982-1983. On s'attend à ce que la norme AWWA D102-78 inclue, après révision, des précisions sur le type de revêtement admissible. Seront probablement acceptés les revêtements suivants: produits vinyliques à haut pouvoir garnissant, à trois couches; produits vinyliques réguliers à quatre couches; et polyamide-époxyde catalysé. L'utilisation de pigments de minium de plomb ou de chromate est interdite.

(v) Tuyaux et raccords en matière plastique

Il existe deux normes AWWA, l'une pour les conduites forcées en poly (chlorure de vinyle) (PVC), la AWWA C900-75, et l'autre pour les conduites forcées en polyéthylène (PE), la AWWA C901-78. Ces normes AWWA précisent que les produits utilisés pour la fabrication des tuyaux, raccords, etc., doivent être analysés et certifiés conformes pour l'emploi avec l'eau potable, par un organisme de contrôle autorisé, comme la NSF (National Sanitation Foundation), ou l'ACNOR (Association canadienne de normalisation). Les exigences applicables sont précisées dans la norme NSF[4], n° 14. Par exemple, dans le cas de conduites forcées avec leurs raccords, en PVC, les essais toxicologiques sont effectués selon l'appendice A de la norme NSF[4], n° 14. Dans ces essais, les matériaux à base de PVC sont évalués par analyse de l'eau extractrice; on se sert d'une eau "étalon", soit une eau distillée ajustée à un pH de 5, et renfermant 100 mg/L de dureté sous forme de $CaCO_3$ et 1,0 mg/L de chlore, à laquelle les produits sont exposés. L'essai nécessite une exposition de 6452 cm^2 d'aire surfacique de produit dans quatre litres d'eau à une température de 38°C pendant 72 heures dans le cas de matières plastiques destinées

au transport d'eau froide. La concentration de substances présentes, potentiellement dangereuses, ne doit pas excéder les limites fixées dans les National Interim Primary Drinking Water Regulations(5) de l'EPA, ni les limites supplémentaires fixées par le Industry Advisory Committee on Thermoplastic Pipe de la NSF.

Dans le cas des matériaux à base de PVC pour tuyaux destinés à l'eau potable, l'eau extractrice ne doit pas contenir de contaminant dépassant les limites suivantes.

Contaminant	Limite maximale (mg/L)
Antimoine*	0,05
Arsenic	0,05
Baryum	1,00
Cadmium	0,01
Chrome (hexavalent)	0,05
Plomb	0,05
Mercure	0,002
Sélénium	0,01
Étain*	0,05
Matières totales dissoutes	Augmentation de 70

* Limites admissibles fixées par la NSF, indéfinies dans les Interim Primary Drinking Water Standards (U.S.)

En plus de l'analyse de l'eau extractrice, les matériaux à base de PVC pour la tuyauterie sont analysés par chromatographie en phase gazeuse à ionisation de flamme pour s'assurer que la limite maximale de 10 ppm de monomère de chlorure de vinyle résiduel (MCVR) n'est pas dépassée(4).

Le maintien de cette limite pour le MCVR dans les parois des tuyaux permet d'éviter que des quantités importantes de MCVR passent dans l'eau potable. Avec une limite de 10 ppm de MCVR

dans les parois des tuyaux, la quantité de MCVR dans l'eau transportée par des tuyaux en PVC se situera en dessous du seuil de détection (50 parties par milliard) obtenu par des méthodes analytiques très sensibles.

Des évaluations de goût et d'odeur sont également effectuées conformément aux méthodes décrites dans la norme NSF(4), n° 14. Ces essais de goût et d'odeur ne présentent pas un intérêt direct pour l'évaluation toxicologique, mais les méthodes employées, particulièrement l'aire surfacique et le volume d'extracteur permettant d'obtenir des effets sensoriels mesurables, sont très utiles. L'exposition est habituellement de 250 po^2 (1625 cm^2) d'échantillon de matière plastique pour 1 litre d'eau "étalon" à une température de 38°C pendant 72 heures. Le SPO (seuil de perception olfactive) de l'eau extractrice après exposition à des échantillons de matières plastiques doit être inférieur à 10.

3.1.4 Méthodes d'essai du ministère de la Santé de l'État de New York

Le ministère de la Santé de l'État de New York possède lui aussi une méthode d'essai(6) pour les permis d'utilisation de peintures, revêtements et garnitures dans les réseaux d'eau potable. Cette méthode peut se résumer comme suit:

Un rapport volume/air surfacique de 4:1 à 5:1 est utilisé pour l'eau extractrice et les conditions d'exposition du panneau d'essai. L'eau extractrice de l'essai est maintenue à une température de 21°C ± 1°C, et elle contient une quantité minimale de chlore libre résiduel de 0,5 mg/L durant la période normale d'exposition de sept jours. L'eau de l'essai doit être exempte des constituants à analyser. À la fin de la période d'exposition, le panneau d'essai est retiré, l'eau étant ensuite bien mélangée. Puis, des fractions de cette eau sont analysées pour chacun des constituants suivants:

Arsenic, baryum, cadmium, chrome (hexavalent), cuivre, cyanure, fluorure, fer, manganèse, mercure, nitrate, sélénium, argent et zinc.

Les résultats analytiques sont exprimés en µg/L ou mg/L.

Comme dans le cas de l'EPA, le ministère de la Santé de l'État de New York exige aussi des renseignements supplémentaires sur les ingrédients présents dans les matériaux, leurs quantités, etc.

Des analyses supplémentaires pour des constituants autres que ceux mentionnées ci-dessus peuvent se révéler nécessaires selon la composition du produit.

Pour être acceptables, les résultats des essais doivent être inférieurs aux valeurs figurant au paragraphe 72 des New York Codes, Rules and Regulations, ainsi qu'à toute autre donnée d'essai pertinente.

3.2 Normes et méthodes d'essai canadiennes

Comme dans le cas des normes É.-U., la plupart des normes et des méthodes d'essai canadiennes pour les revêtements et les produits non métalliques, portent principalement sur les caratéristiques physiques et l'efficacité, les effets sur la santé n'étant pas directement abordés.

3.2.1 Produits isolants et revêtements à base d'asphalte et de goudron pour tuyaux de fer et d'acier et réservoirs d'acier

Les qualités de couche isolante des produits asphaltiques utilisés dans les garnitures de mortier de ciment pour les tuyaux et les raccords en fonte et en fer ductile servant au transport de l'eau, sont identiques à celles de la norme ANSI/AWWA C.104/A21.4-80, et ont été reprises dans une norme de l'ACNOR (Association canadienne de normalisation).

Une norme de l'ONGC (Office des normes du gouvernement canadien), portant sur les revêtements à base de goudron servant de couche primaire auto-apprêtante, applicable pour la protection interne des réservoirs en acier pour l'eau potable (1-GP-127M 1978), précise que "le produit de revêtement doit être une solution de brai obtenue à partir de goudrons sélectionnés, rendant le revêtement non toxique... Ce produit ne doit pas donner à l'eau de goût ni d'odeur décelables". La norme ne donne aucun détail sur les essais relatifs à la toxicité, ou à l'évaluation du goût et de l'odeur.

Des directives émises par le ministère de l'Environnement de l'Ontario en 1974[7] pour le repeinturage de réservoirs en acier pour l'eau potable sont intéressantes pour la présente étude, car elles renferment des suggestions pour l'obtention de revêtements intérieurs satisfaisants. Pour l'intérieur des réservoirs, les revêtements suivants étaient proposés:

(a) époxyde-polyamide durcie à froid
(b) type à métal anodique organique

Ni les résines de type alkyde ni celles de type époxyde-ester n'étaient proposées pour des conditions permanentes d'immersion.

Ces directives générales et propositions avaient été élaborées en vue de la préparation des détails concernant des travaux par contrat. Les réservoirs d'eau potable ont donc, du moins en Ontario, été probablement revêtus de ces produits, choisis en raison de leur durée de vie, soit au minimum 10 années. Avant 1974, il y avait un manque de cohérence en ce qui concerne la qualité et le type de revêtement employé pour recouvrir l'intérieur des réservoirs d'eau potable en acier, et, dans certains cas, des revêtements d'une durée de vie insuffisante, 3 ou 4 années, furent choisis.

Les directives générales renferment aussi des détails sur les diverses méthodes de désinfection des réservoirs munis de leurs revêtements avant leur mise en service.

Les directives générales sur la chloration offrent un certain intérêt car elles indiquent la quantité et le temps de chloration auxquels sont soumis les nouveaux revêtements avant d'être mis en contact avec l'eau potable; elles sont également précieuses pour le choix des conditions d'essai en laboratoire qui doivent simuler les conditions réelles sur le terrain.

Méthode N° 1 Le chlore, sous forme d'hypochlorite de calcium très concentré ou de chlore liquide, est introduit dans le réservoir au début de l'étape de remplissage, en vue d'une concentration finale de 50 parties par million (ppm) dans le réservoir plein. Une période de

retenue d'au moins 6 heures, et de préférence 24 heures, est conseillée. L'eau fortement chlorée est ensuite évacuée, avant un nouveau remplissage du réservoir et sa mise en service.

Méthode N° 2 Une quantité suffisante d'eau renfermant 50 ppm de chlore est versée dans le réservoir de telle façon que, une fois rempli, sa concentration de chlore résiduel soit d'au moins 2 ppm. On laisse reposer l'eau contenant les 50 ppm de chlore pendant 24 heures avant le remplissage du réservoir. On laisse ensuite reposer à son tour pendant 24 heures le réservoir rempli, en y laissant l'eau utilisée pour la désinfection, avant de le mettre en service.

3.2.2 Tuyaux et raccords en matière plastique

Il existe 5 normes ACNOR pour les tuyaux en plastique, à savoir:

Tuyaux en polyéthylène pour distribution d'eau froide (17a)	B 137.1	1970
Tuyaux rigides en poly (chlorure de vinyle) (PVC) pour utilisation sous pression[1] (7a)	B 137.3	1972
Tuyauterie en poly (chlorure de vinyle) chloré (CPVC) pour réseaux de distribution d'eau chaude ou froide	B 137.6	1971
Tuyaux en polybutylène pour distribution d'eau froide	B 137.7	1976
Tuyauterie en polybutylène (PB) pour réseaux de distribution d'eau chaude ou froide	B 137.8	1977

Toxicité

En ce qui concerne les essais de toxicité, toutes ces normes relèvent de la norme ACNOR B 137.0 "Définitions, prescriptions générales et méthode d'essai pour les tuyaux en matière thermoplastique"(8). Cette norme donne les précisions suivantes pour les essais.

Eau de l'essai

Eau distillée à 23°C additionnée d'une quantité suffisante de chlore pour donner un montant de chlore résiduel libre de 0,5 mg/L en Cl. De plus, sont ajoutés 2,0 mg/L en F sous forme de fluorure, le pH étant ajusté à environ 4,5 par addition de CO_2 à partir d'une bouteille sous

pression ou par l'intermédiaire de neige carbonique. Si le mélange de matière plastique renferme un ingrédient dont la solubilité est maximale en milieu alcalin, alors le pH de l'eau distillée est ajusté à une valeur supérieure à 7, le chlore et le fluorure étant ajoutés comme précédemment. Le pH de l'eau d'essai est maintenu entre 4 et 9.

Préparation de l'échantillon et exposition à l'eau d'essai

L'aire surfacique de matière plastique exposée à l'eau d'essai dans des bouteilles en pyrex munies de bouchons de verre étanches, est d'environ 600 cm^2, pour un volume de 400 mL d'eau (soit un rapport de 1:0,6). La période d'extraction est de 3 jours (72 heures) avec une température de 35°C. Chaque récipient de verre est légèrement agité 3 fois par jour. L'eau extractrice est alors prête pour les analyses.

Méthodes analytiques

Les méthodes d'essai suivantes servent à analyser les substances extraites par l'eau. Une analyse spectr graphique des éléments (spectroscopie d'émission) est effectuée sur une solution 10 fois concentrée de 500 mL de l'extrait à l'eau acidifié (5 mL de HNO_3 concentré). Une analyse par infrarouge permet de déterminer la quantité de produits organiques extraits par l'eau d'essai. Suit une comparaison entre les spectres d'un blanc d'eau extractrice et de l'eau extractrice renfermant les ingrédients. L'emploi de solvants organiques rend peut-être nécessaire la concentration des constituants organiques dans l'extrait à l'eau. La nature des solvants utilisés est fonction des produits analysés. Les spectres sont comparés pour pouvoir déceler le lessivage de toute substance potentiellement toxique.

Des essais de goût et d'odeur sont également effectués. Le seuil de perception olfactive (SPO) ne doit pas dépasser 18, et le goût doit être considéré comme acceptable.

3.3 Méthodes d'essai normalisées britanniques

Il existe 3 normes britanniques qui traitent de produits spécifiques; deux autres, plus générales, actuellement à l'état de projet, traitent de substances non métalliques en contact avec l'eau.

3.3.1 Revêtements à base de bitume appliqués à chaud, pour les produits en fer (BS4147, 1973)

Cette norme pour le bitume (asphalte) comporte un essai pour le goût et l'odeur. Encore une fois, ces essais pour le goût et l'odeur offrent un certain intérêt en raison des conditions d'extraction utilisées pour obtenir des effets (sur les sens) mesurables. Voici les principales caractéristiques de cette méthode d'essai.

Deux plaques de verre de 50 x 150 x 5 mm, dont les deux faces sont revêtues du mélange complet (c'est-à-dire d'une ou de plusieurs couches primaires et du revêtement de bitume), sont introduites dans des béchers de 600 mL recouverts d'un verre, renfermant 500 mL:
(i) d'eau potable propre, non chlorée, sans odeur et sans goût;
(ii) d'eau potable, propre, sans odeur et sans goût, chlorée à un niveau de 0,1 ppm de chlore par addition d'une solution d'hypochlorite de sodium. Après immersion des plaques pendant 24 heures, l'eau des béchers est jetée et remplacée par 500 mL d'eau fraîche identique à celle préparée en (i) ou (ii), une quantité de 500 mL de chaque préparation étant conservée comme témoin. On replace les plaques dans les béchers pour une durée de 24 heures. L'eau qui a été en contact avec les plaques revêtues est comparée pour le goût et l'odeur aux eaux témoins. Si l'on juge que l'eau de contact est satisfaisante, l'essai peut être considéré comme terminé. Dans le cas contraire, l'eau de contact est à nouveau jetée et remplacée comme précédemment, une quantité de 500 mL de chacune des deux préparations étant conservée comme témoin. Après 24 heures, l'eau est de nouveau examinée.

Il faut l'avis de 3 personnes au moins, auxquelles sont présentées au hasard les préparations d'eau à l'essai, et celles conservées comme témoin. Si ces personnes trouvent unanimement qu'il reste encore une odeur ou un goût dans l'une quelconque des préparations, on considère que le revêtement n'est pas acceptable du point de vue de l'essai.

3.3.2 Solutions de revêtement à base de bitume noir pour applications à froid (BS3416, 1976)

Cette norme pour revêtements de bitume (asphalte), appliqués à froid, renferme des critères de goût et d'odeur comparables à ceux mentionnés en 3.2.1 pour la norme BS4147, excepté qu'ici on utilise deux plaques d'étain (150 x 50 mm) revêtues des deux côtés pour l'obtention d'une masse pelliculaire sèche de 35 $\pm$ 5 g/mL de chaque côté.

En plus de l'essai de goût et d'odeur, on effectue une mesure de la couleur. La couleur acquise par l'eau en contact avec les plaques (examen d'une fraction de 50 mL de l'extrait final de l'essai pour le goût et l'odeur, c'est-à-dire le troisième extrait) ne doit pas dépasser 5 unités Hazen.

Un essai permet également de vérifier la présence de substances phénoliques dans l'eau en contact avec les plaques, et ce avec une fraction de 50 mL de l'extrait final de 500 mL (3^e), prévu pour l'évaluation du goût et de l'odeur, grâce à la méthode de l'hypersulfate de 4-aminophénazone/ammonium. Si la couleur de l'échantillon est plus rouge dans cet essai que la couleur de l'échantillon d'eau témoin, on peut conclure que des phénols ont été extraits du revêtement. Pour que cet essai soit probant, il ne doit pas y avoir de phénol dissous.

Selon nos estimations, cette méthode, fondée sur l'évaluation d'un accroissement de coloration observé à travers une éprouvette de 50 mL par rapport à un témoin, avec probablement une limite de détection de 200 à 500 parties par milliard seulement, est peu sensible.

3.3.3 Garniture de mortier de ciment (BS4772, 1980)

Cette norme précise que si un bitume (asphalte) est utilisé pour renforcer la prise de mortier de ciment, il doit être conforme à un produit de type 2 BS3416 (voir 3.3.2), et ne doit communiquer ni couleur, ni goût, ni odeur à de l'eau potable, après séchage pendant 48 heures.

3.3.4 Normes britanniques provisoires

Une norme britannique provisoire, qui demeure confidentielle jusqu'à sa publication comme norme officielle par le British Standards

Institution, traite d'un essai de cytotoxicité. La méthode décrite, qui s'applique à des substances non métalliques en contact avec l'eau, est actuellement utilisée comme document de travail par le NWC (National Water Council) dans ses laboratoires d'essai pour l'évaluation de la cytotoxicité.

La publication de ces documents comme normes est prévue pour la fin de 1981. On ne donnera ici qu'un aperçu des méthodes d'essai proposées comme normes, étant donné que les documents sont considérés actuellement comme confidentiels.

(i) Norme provisoire pour la "croissance microbiologique"

La méthode d'essai fondamentale fait intervenir deux techniques de croissance microbienne pour la mesure de l'effet de produits non métalliques sur la qualité de l'eau potable. Si le produit, mis en contact avec l'eau potable, favorise la croissance d'organismes tels que les bactéries coliformes, Pseudomonas aeruginosa et les champignons, alors le produit est jugé néfaste à la qualité de l'eau. Cette première méthode d'essai suppose le changement complet de l'eau deux fois par semaine, ce qui permet de vérifier que toute augmentation du nombre d'organismes est directement attribuable au produit en question, et qu'elle n'est pas due au hasard.

On estime qu'un échantillon a nettement favorisé la croissance microbienne seulement après trois numérations consécutives non satisfaisantes d'un groupe de micro-organismes, comparativement à des témoins, et ce avant six semaines à partir du début de l'essai, ou encore si l'échantillon révèle la croissance de Pseudomonas aeruginosa ou de bactéries coliformes. Cet essai de croissance microbienne se fait par comparaison avec des témoins positifs (cire de paraffine) ou des témoins négatifs (lamelles de verre).

L'autre méthode d'évaluation de la croissance microbienne utilise la mesure de l'oxygène dissous (O.D.) dans l'échantillon de l'essai, par rapport à un témoin. Cette méthode remplace les numérations de colonies de bactéries et de

champignons, mais elle ne convient pas pour déceler la présence de Pseudomonas aeruginosa et de bactéries coliformes. Le WRC (Water Research Centre) en Angleterre indique[46] que la mesure d'O.D., combinée avec des essais pour Pseudomonas aeruginosa et les bactéries coliformes, donnent des résultats comparables à la méthode d'évaluation de la croissance microbienne par numération directe, et numération de Pseudomonas aeruginosa et des coliformes. La croissance des bactéries et des champignons est déterminée par la diminution d'O.D., comparativement à un témoin négatif. Les produits entraînant une diminution d'oxygène dissous de 2,0 mg/L ou moins sont considérés comme satisfaisants, mais des résultats situés entre 2,1 et 3,0 mg/L sont excessifs dans le cas de l'eau potable, excepté certaines situations particulières. Les produits entraînant une baisse de l'oxygène dissous de plus de 4,0 mg/L lors de l'essai ne devraient jamais être utilisés pour l'eau potable quelle que soit la situation.

(ii) Norme provisoire pour les métaux toxiques extraits de produits non métalliques

Cette norme provisoire donne la méthode de préparation d'un extrait aqueux de produits non métalliques, grâce auquel il est possible de déterminer les quantités de métaux toxiques extractibles. En gros, la méthode consiste à immerger des morceaux du produit (aire surfacique de 152 cm^2) dans un litre d'eau pendant une période de 24 heures à 23°C. L'immersion est répétée pendant trois autres périodes de 24 heures, suivies d'une période de 72 heures, et à nouveau de trois périodes de 24 heures. Les métaux toxiques sont analysés dans l'extrait de la dernière période de 24 heures.

Parmi les métaux habituellement analysés, on peut citer l'arsenic, le cadmium, le sélénium, le plomb et le chrome. À ces métaux on ajoute le cuivre, le zinc, le manganèse, le mercure, l'étain, le vanadium, le béryllium, le molybdène, l'argent et le baryum, si l'on sait que l'un ou l'autre d'entre

eux est présent dans l'échantillon. L'analyse du dernier extrait par les méthodes normalisées appropriées doit donner une concentration de métal toxique inférieure aux limites fixées par l'OMS[19] ou par les normes européennes pour l'eau potable.[49] Si le montant de tous les produits toxiques dans un premier extrait ne dépasse pas ces limites, on estime que le produit est conforme aux normes.

(iii) Goût, odeur, couleur et turbidité

Les méthodes d'essai et d'extraction sont les mêmes que celles s'appliquant aux métaux toxiques (comme en ii). Les essais de goût, d'odeur, de couleur et de turbidité sont effectués sur l'extrait de la dernière période de 24 heures.

De l'eau du robinet traitée au charbon actif est utilisée comme eau d'essai; la chloration de l'extrait fait également partie de la méthode. Le produit peut être utilisé pour l'eau potable si aucun goût ni odeur ne sont décelables dans l'extrait (non chloré) de la période finale de 24 heures. Ces essais ne concernent pas directement l'extraction de substances toxiques, mais ils sont mentionnés ici parce qu'ils décrivent les conditions de l'essai ainsi que la qualité des eaux employées pour obtenir des effets observables, attribuables principalement à des matières organiques.

(iv) Essai de cytotoxicité

Cette méthode est actuellement utilisée dans les laboratoires d'essai du NWC (National Water Council) pour le Royaume-Uni. Elle sert à évaluer les substances extractibles par l'eau provenant de matériaux non métalliques, quant à leur réaction cytotoxique au contact avec une culture de tissu rénal de singe. Le produit non métallique à tester est immergé dans de l'eau pendant une période déterminée (à 20°C ± 2°C durant 24 heures). La méthode peut être répétée jusqu'à trois fois au maximum. Les extraits servent ensuite à la préparation de milieux de culture tissulaires, utilisés ultérieurement pour la croissance et l'entretien d'une souche (cellules rénales de

"singe vert" d'Afrique, souche VERO ATCD N° CCL81). Lorsque aucun signe de réaction adverse n'est observé dans les couches monocellulaires confluentes, l'échantillon peut être considéré comme exempt de cytotoxicité. S'il n'y a pas croissance confluente des cellules au contact avec l'extrait final du produit testé, l'essai peut être considéré comme négatif. Un essai négatif ne signifie pas nécessairement que le produit est toxique pour l'homme, mais il indique que des substances sont entraînées dans l'eau à partir du produit, lesquelles doivent faire l'objet d'analyses supplémentaires avant l'acceptation du produit comme matériau pouvant entrer en contact avec de l'eau potable. Selon Ashworth[9], cet essai donne un grand nombre de résultats négatifs dans le cas des produits à base d'élastomères.

3.4 Méthodes d'essai de la République fédérale d'Allemagne pour les matières plastiques et d'autres produits non métalliques en contact avec l'eau potable

La division s'occupant des questions relatives à l'eau potable de la Commission des matières plastiques du ministère fédéral de la Santé (BGA) d'Allemagne de l'Ouest a, en collaboration avec l'industrie, élaboré un ensemble complet de directives générales, intitulé "Guide pour l'utilisation de matières plastiques et autres produits industriels non métalliques destinés à entrer en contact avec l'eau potable" (guide du KTW, Comité pour l'eau potable). Le guide du KTW renferme des listes de matières premières acceptables, y compris les produits de départ, ainsi que les matières et additifs auxiliaires, pour la fabrication des matières plastiques proprement dites. À la condition préalable que les produits de départ figurent dans la liste du KTW, et que les matières et additifs auxiliaires pour la fabrication soient conformes aux exigences de type, de quantité et de pureté précisées dans le guide du KTW, le produit fini doit encore être évalué quant à son comportement au contact avec l'eau potable selon des méthodes décrites à la page suivante.

Traitement préliminaire

Le traitement préliminaire est conçu pour simuler les conditions de service réel, comme la purge des tuyaux en matière plastique nouvellement installé, à l'aide de solutions fortement concentrées en chlore, l'envoi d'air chaud pour le séchage des revêtements par peinture, etc. Le nombre de procédés, la durée du traitement, la concentration des produits chimiques rencontrés lors de l'utilisation réelle sont tous des éléments pris en considération lors de cette étape de traitement préliminaire. Celle-ci est suivie d'un rinçage à l'eau du robinet - de nouveau, d'une manière analogue à celle qui correspondrait à l'utilisation réelle - jusqu'à ce qu'il ne soit plus possible de déceler aucun des produits chimiques utilisés lors du traitement préliminaire, dans l'eau de rinçage. Un ultime et rapide rinçage à l'eau déionisée complète le traitement préliminaire.

Trempage et rinçage pré-extraction

Les échantillons à tester, de produits qui ne sont pas soumis à un traitement préliminaire lors de l'utilisation réelle, sont soumis à un trempage statique pendant une période de 24 heures dans de l'eau du robinet, suivi d'un rinçage à l'eau du robinet en circulation durant 2 heures. Le débit d'eau conseillé dans les tuyaux est de 3 m/min. Des débits du même ordre de grandeur sont conseillés pour les articles ou les plaques suspendus dans des cuves en verre où il y a circulation d'eau vers le haut à travers la chambre. Les produits soumis à un traitement préliminaire sont également soumis lors d'une seconde étape à ces étapes de trempage et de rinçage.

Méthodes d'extraction

C'est sous forme de plaques qu'il est le plus facile d'effectuer les essais. Par exemple, les peintures et autres produits de revêtement sont appliqués des deux côtés de plaques de verre de 20 x 20 x 0,3 cm selon le mode d'emploi du fabricant. Les plaques ainsi revêtues sont ensuite introduites dans une enceinte en verre, munie d'un couvercle en verre rodé. Dans cette méthode, connue sous le nom de "méthode de la cuve", les plaques sont complètement immergées dans l'eau. Le rapport de l'aire surfacique du produit à l'essai par le volume de

l'eau, c'est-à-dire surface/volume (O/V), détermine la sensibilité et l'ordre de grandeur des mesures dans cette méthode.

Il est possible d'examiner directement certains produits, comme les tuyaux, et de faire varier le rapport O/V à l'intérieur de certaines limites en choisissant le diamètre du tuyau. La section de tuyau peut être assez longue pour contenir au moins un litre d'eau d'essai. Les deux extrémités du tuyau seront alors fermées avec un produit ayant subi une extraction complète.

Dans les expériences d'extraction utilisant la méthode de la cuve, le rapport O/V est déterminé par le volume de la cuve et le nombre de plaques d'essai qui peuvent être introduites. On conseille au maximum 5 plaques d'essai dans une enceinte en verre de 21 x 21 x 9 cm d'un volume de 3800 mL. Il en résultera un rapport O/V de 1:0,8 pour 5 plaques de 20 x 20 cm revêtues des deux côtés, et de 1:4,5 pour une plaque de 20 x 20 cm. Pour l'extraction, on propose habituellement de l'eau déionisée. De l'eau additionnée par exemple de $NaHCO_3$ 0,1 N ou de chlore peut également être employée.

Après un temps de contact de 72 heures, les propriétés de l'eau extractrice sont analysées pour les caractéristiques suivantes.

Détection de la turbidité et de la couleur, et tendance au moussage

À la fin de la période d'essai de 72 heures, 200 mL de l'eau d'extraction sont prélevés et versés dans un Erlenmeyer de 300 mL hermétiquement étanche. Aux fins de vérification, un échantillon d'eau de 200 mL, conservé de la même façon pendant 72 heures, mais exempt des produits à l'essai, est utilisé comme blanc. L'essai consiste en une simple comparaison visuelle, dans laquelle les récipients, après avoir été agités vigoureusement, sont comparés à la lumière diffuse sur un fond noir puis blanc.

Seuil de perception olfactive (SPO)

Le SPO est obtenu de la même façon que celle décrite dans les "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", avec l'aide de trois personnes pour déceler l'odeur.

Carbone organique total (COT)

Le COT de l'eau d'extraction est mesuré grâce à deux dosages parallèles, mais séparés, faits en même temps que les analyses de blancs. On calcule une valeur COT moyenne en mg/L pour l'eau d'extraction et pour l'eau du blanc, les résultats étant exprimés sous forme de COT en mg/m^2 par jour; la surface représente l'aire du produit à l'essai soumis à l'extraction. Une limite inférieure de détection de 0,2 mg COT/L est mentionnée.

Mesure de la consommation de chlore

Dans cet essai, les substances qui proviennent du produit à l'essai sont chlorées ou oxydées en présence de chlore (hypochlorite de sodium) dans l'eau de départ (concentration initiale de 0,6 à 0,7 mg/L de chlore libre). La consommation de chlore est déterminée en mesurant la teneur en chlore de l'eau extractrice avant et après une période de 72 heures d'immersion du produit à l'essai. Dans le calcul, il faut tenir compte de la diminution de la concentration de chlore en l'absence de contact avec le produit. La valeur de la consommation de chlore en mg/m^2 par jour est calculée à partir de deux essais parallèles et de deux analyses des témoins correspondants.

Facteurs d'évaluation d'après l'aire surfacique du système

Dans le guide du KTW, les parties du système d'approvisionnement en eau qui sont en contact avec l'eau potable sont classées en quatre catégories selon leur apport individuel à l'aire surfacique du système. Les tuyaux, qui forment la plus grande partie d'un système d'approvisionnement en eau potable du point de vue de l'aire surfacique, se voient assigner le facteur le plus rigoureux aux fins de l'évaluation. Dans le cas des réservoirs et de leurs revêtements, le rapport de l'aire surfacique interne au volume d'eau potable est moindre et, même si le temps de séjour peut être plus long, le critère d'inertie pour les matériaux du réservoir ou de sa garniture est moins rigoureux. Il en est de même des produits utilisés dans les sections de raccord, des isolants à base d'élastomères, etc., auxquels on accorde des facteurs encore moindres vu leur aire surfacique encore plus faible.

Classification	Facteur d'évaluation
A. Tuyaux	1
B. Contenants et revêtements des contenants	4
C. Équipement standard (robinets, raccords)	6
D. Produits isolants élastiques et adhésifs	50

Les limites types pour le COT et la consommation de chlore servant à l'évaluation du PVC dans les quatre catégories s'établissent comme suit:

Classification	COT mg/m^2:jour	Consommation de chlore mg/m^2:jour (après exposition à de l'eau contenant 0,6 à 0,7 mg/L de Cl)
A (1:1 cm^2/mL)	2,5	2,0
B (1:4 cm^2/mL)	8,0	8,0
C (1:6 cm^2/mL)	12,0	12,0
D (1:50 cm^2/mL)	100,0	100,0

3.5 Méthodes d'essai utilisées aux Pays-Bas pour les produits en contact avec l'eau potable

Le KIWA (Institut de recherches et d'essais pour l'eau potable) des Pays-Bas dispose d'un "système de listes positives" (semblable aux listes du guide du KTW) pour les produits qui arrivent en contact avec l'eau potable, comme les monomères, les additifs et les impuretés. On distingue trois catégories:

a) les produits dont la toxicité est si faible qu'il n'est pas nécessaire d'établir des limites pour des raisons de toxicologie;

b) les produits dont la toxicité, la migration et la présence d'impuretés, nécessitent l'établissement de limites;

c) les produits dont la toxicité est telle que leur contact avec l'eau potable est considérée comme inacceptable pour des raisons toxicologiques.

Les produits en a) et b) figurent dans la liste positive, avec leurs capacités maximales de migration et leurs impuretés, si tel est le cas.

Système de liste positive

Le KIWA en collaboration avec une commission gouvernementale formée en 1976, la CHCMD ("Commission pour les aspects sanitaires des produits chimiques et substances utilisés pour l'approvisionnement en eau potable") a dressé des listes de matières brutes, d'agents auxiliaires et d'impuretés pour chaque produit qui, d'après des critères toxicologiques, est considéré comme pouvant être autorisé dans des matériaux en contact avec l'eau. La CHCMD a établi une liste positive d'environ 50 produits durant la période 1976-1980. C'est la DQA (dose quotidienne admissible) qui a servi à évaluer du point de vue toxicologique les produits potentiellement dangereux, qu'il s'agisse d'un monomère, d'un additif ou d'une impureté. La DQA est la quantité de substances qu'une personne peut absorber quotidiennement sans aucun danger pour sa santé. La DQA a été fixée à partir de résultats d'essais effectués sur des animaux de laboratoire (souris, rats, lapins, chiens, etc.). Le seuil "d'effet non toxique" en mg/kg de poids corporel pour un produit et un animal donnés est généralement divisé par un facteur de 100 pour obtenir le "niveau sans effet" pour l'homme. Ce nombre, après multiplication par le poids corporel (on prend une moyenne de 60 kg), donne la DQA. (Dans le cas de substances mutagènes, cancérigènes ou tératogènes, d'autres principes s'appliqueraient quant à l'admissibilité, du moins s'il existe un niveau d'admissibilité.) L'absorption de substances toxiques par l'homme se fait par ingestion avec les aliments et l'eau, ou par inhalation de l'air. Il est généralement admis que 10% de l'absorption de substances toxiques par l'homme se font par l'intermédiaire de l'eau potable, et ce pourcentage est employé pour le calcul des quantités maximales admissibles de substances toxiques dans l'eau. En supposant qu'un adulte absorbe quotidiennement deux litres d'eau, on peut dire qu'il absorbe 1/20 de la DQA par litre d'eau potable.

C'est d'après les hypothèses précédentes que le CHCMD décide quel produit figurera dans la liste positive, et quelles seront les limites de migration dans l'eau potable.

Après comparaison de la composition avec la liste positive, une analyse chimique est effectuée sur le produit. Dans le cas de substances chimiques employées comme matières brutes dans la composition, cela signifie que la teneur en impuretés doit être déterminée analytiquement et comparée aux exigences de la liste positive. Pour les substances entrant dans une composition, des essais de simulation sont requis pour déterminer si la migration des constituants toxiques dans l'eau potable se situe en dessous de la limite de migration, précisée par la liste positive. La méthode pour ce faire s'établit comme suit.

Méthode d'extraction (KIWA)

On se sert de plaques d'échantillon (20 x 15 x 0,4 cm) revêtues des deux côtés sur une aire surfacique d'environ 600 cm^2 (ou de tuyaux comportant une aire surfacique interne de 600 cm^2). Les pièces à l'essai sont ensuite rincées à l'eau du robinet pendant une heure puis avec de l'eau distillée. Pour l'extraction, deux types d'eau sont décrits - une eau distillée à faible pH contenant 150 mg de CO_2/L (pH 4,6), et une eau distillée à pH élevé contenant 1 x 10^{-4} M NH_4OH (pH 10,0). (On utilise deux types d'eau, en effet, à faible pH, les bases organiques, les amines aromatiques primaires et les composés organo-métalliques sont les plus facilement lessivés. À un pH élevé, ce sont les aromatiques polycycliques et l'épichlorhydrine qui sont les plus abondamment entraînés.) L'extraction se fait lors de trois périodes successives de trois jours (72 heures) à une température de 20° $\pm$ 3°C. La durée de l'extraction est fondée sur le fait que pour la plupart des applications concernant les matériaux pour tuyaux d'eau, la période de contact ne dépasse que très rarement trois jours. Les valeurs d'extraction doivent évoluer à la baisse lors des extractions successives, la dernière extraction servant à calculer la quantité de produits lixiviables. Pour la dernière extraction, les substances toxiques doivent, après intervention d'un

facteur de correction, être conformes aux critères de la liste positive. Les extraits sont concentrés et analysés pour des substances spécifiques grâce aux méthodes et aux appareils de laboratoire les plus modernes.

En raison de leur toxicité, la liste positive donne les limites pour un certain nombre de monomères et d'additifs en ce qui a trait à la "migration spécifique" maximale admissible. Ces limites de "migration spécifique" maximales admissibles doivent être inférieures au niveau considéré comme admissible du point de vue toxicologique. La KIWA effectue chaque année plusieurs vérifications pour s'assurer que la composition des produits ne change pas.

Facteur de correction

Bien que l'essai de migration (extraction) se fasse dans des conditions aussi proches que possible de la situation réelle, le rapport de l'aire surfacique de la pièce à l'essai par le volume de l'eau extractrice doit être élevé pour des raisons analytiques. Cependant, dans la pratique, il existe un certain nombre d'applications pour des produits, dont le rapport aire/volume est assez bas. On a donc introduit pour certaines catégories de produits (se reporter au guide de la KTW pour les facteurs d'évaluation) les facteurs de correction suivants.

Catégorie	Facteur de correction*
1. Réservoirs, citernes	0,01
2. Tuyaux, robinets, raccords	0,1
3. Équipement auxiliaire et accessoires	-**

* On n'utilise pas de facteur 1 car le rapport aire surfacique/volume dans les essais d'extraction doit être très grand pour l'obtention d'une bonne sensibilité.

** Catégorie comportant une aire surfacique de contact si petite avec l'eau potable, qu'aucune limitation de migration n'a été imposée sur les produits de cette catégorie.

4. TUYAUTERIE DES SYSTÈMES DE DISTRIBUTION AU CANADA

Il est nécessaire de connaître les divers produits utilisés pour les conduites de distribution d'eau potable au Canada, pour pouvoir déterminer: a) quels sont les produits pouvant passer dans l'eau, soit à partir du tuyau même, soit à partir de son revêtement; b) le degré de gravité de tout problème potentiel; c) quelle population est exposée à ces produits dans les diverses régions du Canada.

Les renseignements suivants proviennent d'une communication privée(50) s'appuyant sur vingt-cinq années d'expérience dans le domaine de l'approvisionnement par tuyaux; on estime que les chiffres donnés sont précis à ± 10%.

4.1 Données chronologiques sur la tuyauterie de distribution d'eau

Les répartitions suivantes en fonction de la décennie illustrent les changements au niveau des produits utilisés pour la tuyauterie.

Tuyauterie installée il y a trente ans

Fonte	70%
Amiante-ciment	25%
Caboloy, Laiton	5%

Tuyauterie installée il y a vingt ans

Fer ductile	10%
Fonte	60%
Amiante-ciment	20%
Poly (chlorure de vinyle), acier, etc.	10%

Tuyauterie installée il y a dix ans

Fer ductile	60%
Amiante-ciment	25%
Poly (chlorure de vinyle), Acier, etc.	15%

Matériaux employés pour les conduites de distribution forcées (conduite principale de 15 cm ou plus) les cinq dernières années - moyenne pour toutes les tailles de communautés

Poly (chlorure de vinyle)	∿ 45%
Fer ductile	∿ 45%
Ciment renforcé d'acier	
Fibre de verre	∿ 10%
Amiante-ciment	
Acier	

Il existe de grandes différences si l'on considère le fer ductile et le PVC utilisés pour la tuyauterie, d'une région du Canada à l'autre et selon la taille de la communauté - par exemple:

Grandes municipalités (est du Canada)

Fer ductile	∿ 80%
Poly (chlorure de vinyle)	∿ 20%

Communautés moyennes et petites (est du Canada)

Fer ductile	∿ 20%
Poly (chlorure de vinyle)	∿ 80%

Répartition selon la taille de la tuyauterie

Il est possible de classer les divers matériaux selon la taille du tuyau. Les tuyaux de petite taille (5 cm de diamètre et moins) servent principalement à distribuer l'eau à partir des conduits principaux jusque dans les bâtiments. Les tuyaux plus grands (15 cm à plus de 30 cm de diamètre), tels que ceux déjà mentionnés, servent comme conduites principales pour la distribution d'eau potable. Les tuyaux de taille intermédiaire, 7,5 cm à 15 cm, peuvent être employés dans les deux cas.

Diamètre de 5 cm et moins

Polyéthylène	25%
Cuivre	70%
Polybutylène	5%

Diamètre de 7,5 cm - 15 cm

Poly (chlorure de vinyle)	80%
Fer ductile	
Polyéthylène	20%
Cuivre	

Diamètre de 15 cm - 30 cm

Ouest du Canada (sols corrosifs)

Amiante-ciment	30%
Poly (chlorure de vinyle)	60%
Fer ductile	10%

Est du Canada (sols non corrosifs)

Fer ductile	45%
Poly (chlorure de vinyle)	45%
Amiante-ciment, Acier, Béton	10%

Diamètre de plus de 30 cm

Fer ductile	40%
Ciment renforcé d'acier	30%
Acier, Amiante-ciment, Béton (faible pression)	30%

4.1.1 Discussion des résultats de l'étude

On remarquera qu'il existe une différence dans les tuyauteries au cours des cinq dernières années entre les grandes municipalités et les moyennes et petites communautés dans l'est du Canada. La tuyauterie en fer ductile prédomine dans les grands centres, alors qu'on retrouve plutôt le PVC dans les plus petites communautés. Cela s'explique par le fait que les grandes municipalités se conforment de préférence aux normes de l'AWWA, et qu'elles choisissent donc pour des raisons de coût le fer ductile pour leur tuyauterie. Les normes AWWA (fondées sur les normes ASTM) pour le PVC exigent un tuyau à paroi très épaisse, d'où des dépenses très élevées pour les tuyaux de grand diamètre. Cette mesure avait été décidée en raison de défectuosités au début de l'utilisation du PVC aux États-Unis. Il faut dire que ces défectuosités étaient attribuables à la façon dont les tuyaux avaient été extrudés, plutôt qu'à un manque de résistance des matériaux, mais ce fait avait été soit négligé à ce moment-là, soit ignoré pour des raisons non techniques. Il en résulta que dans la nouvelle norme de

l'ASTM (Schedule 40) pour les tuyaux en PVC, on proposait une paroi plus épaisse que nécessaire, avec comme conséquence un coût plus élevé pour les tuyaux en PVC que ceux en fer ductile dans la catégorie des grandes tailles. Au Canada, même s'il y eut quelques défectuosités au début, les problèmes furent attribués aux procédés de fabrication tout nouveaux de ces tuyaux, plutôt qu'à un manque de résistance des matériaux. Les normes ACNOR, élaborées indépendamment de celles des États-Unis permettent donc une paroi plus fine, entièrement satisfaisante, pour les tuyaux en PVC, ce qui les rend concurrentiels avec les tuyaux en fer ductile dans la catégorie des grandes tailles.

Il semble donc que le PVC soit un matériau qui occupe une partie toujours plus grande du marché de distribution de l'eau, particulièrement dans les petites et moyennes communautés du Canada.

La caractéristique la plus importante révélée par ces données est probablement le fait que ce sont les systèmes de distribution d'eau par tuyauterie de fer ductile qui servent et ont servi depuis environ vingt années les principaux centres de population au Canada. L'appendice 1 donne la liste des principaux fabricants ou distributeurs de matériaux pour tuyauterie. Les tuyaux en fer ductile du principal fabricant canadien sont des produits conformes aux normes de l'AWWA, qui exigent une garniture de ciment, souvent isolée à l'aide d'asphalte. L'asphalte ne sert pas à rendre hydrofuge la garniture de ciment pendant son utilisation, mais à assurer une prise lente appropriée de la garniture de ciment. Le matériau qui est donc, ou a été, en contact avec l'eau dans les grandes conduites de distribution des grands centres de population n'est autre que l'asphalte. Les caractéristiques de lessivage des garnitures en asphalte sont par conséquent d'une grande importance.

L'utilisation de tuyauterie en amiante-ciment a décliné pour des raisons de sécurité professionnelle au niveau du procédé de fabrication, mais on retrouve encore celui-ci dans l'ouest du Canada.

Dans le cas des tuyaux de 5 cm de diamètre et moins, on remarquera que le cuivre représente environ 70%, alors que le polyéthylène et le polybutylène n'atteignent ensemble qu'approximativement 30%. La majeure partie de cette tuyauterie servirait pour les systèmes de distribution d'eau à l'intérieur des maisons.

5. LES SYSTÈMES DE REVÊTEMENT*

5.1 Systèmes de revêtement à base d'asphalte

L'asphalte est un résidu de distillation du pétrole brut. On le trouve également sous forme de gisement naturel; mais, aux États-Unis, 98% de tout l'asphalte provient de la distillation du pétrole brut. L'asphalte est constitué principalement d'hydrocarbures à poids moléculaire élevé, soit 100 à 2500. L'analyse élémentaire donne les teneurs suivantes: 80 à 89% de carbone; 7 à 12% d'hydrogène; 0 à 3% d'oxygène; des traces à 8% de soufre; et des traces à 1% d'azote. Les asphaltes renferment des centaines de composés en proportions variables, mais ils sont généralement classés selon leurs propriétés physiques, par exemple, la coupe de distillation, la viscosité ou la solubilité dans les solvants, le résidu, etc. Lors de la distillation et du craquage du pétrole, diverses quantités d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) peuvent être produites par des réactions secondaires entre les divers constituants de l'asphalte. Le Tableau 1, d'après des recherches sur les contaminants présents dans l'asphalte et dans le goudron de houille, conduites par l'OTS (Office of Toxic Substances) de l'EPA (États-Unis) en 1978[10], donne la concentration des principaux HAP décelés dans l'asphalte.

L'asphalte est surtout utilisé comme couche isolante pour favoriser le durcissement du ciment dans des tuyaux en fonte et en fer ductile à garniture de mortier de ciment (AWWA/ANSI Norme C104/A21.4-80). La couche isolante sert également à protéger le mortier de ciment contre la décalcification dans les eaux douces. Le revêtement a habituellement une épaisseur d'environ 0,0026 à 0,005 cm, et il s'agit le plus souvent d'un matériau à base d'asphalte dérivé de pétrole.

---

* L'appendice 1 donne la liste des principaux fabricants et distributeurs de systèmes de revêtement.

Tableau 1. Concentrations moyennes de quelques HAP dans l'asphalte (mg/kg)

Asphalte	Phénanthrène	Pyrène	Benzanthracène	Triphénylène	Chrysène	Benzo(a)pyrène	Benzo(e)pyrène	Pérylène	Benzo(ghi)pérylène	Coronène
1	2,3	0,6	0,15	0,25	0,2	0,5	3,8	-	2,1	1,9
2	0,4	1,8	2,1	6,1	8,9	1,7	13,0	39,00	4,6	0,8
3	3,5	4,0	1,1	3,1	2,3	1,3	2,9	2,2	1,0	0,5
4	1,3	8,3	0,7	3,4	3,9	2,5	3,2	6,1	1,7	0,2
5	0,6	0,9	0,9	3,8	3,2	1,6	6,5	2,9	2,7	0,9
6	≤ 35,0	38,00	35,00	7,6	34,00	27,00	52,00	3,0	15,0	2,8
7	1,1	0,3	0,2	1,0	0,7	0,1	1,6	0,1	0,6	0,9
8	≤ 2,3	0,08	-	0,3	0,04	-	0,03	-	Traces	-
Miller*										
Échantillon n° 1					10,3	1,3			0,6	
Échantillon n° 2					2,5	0,8			0,3	

Les composés suivants sont présents à l'état de traces: benzofluorène, fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, anthracène, picène et indéno(1,2,3-cd)pyrène.

Source: OTS (Office of Toxic Substances, États-Unis)(10)

* Miller, Herbert C., W.J. Barrett et R.H. James. "Investigation of Potential Water Contamination by Petroleum Asphalt Coatings In Ductile Iron Pipe." En attente de publication par J.A.W.W.A.

Les matériaux asphaltiques les plus couramment utilisés au Canada sont, selon les rapports, conformes à la norme AWWA/ANSI C104/A21.4-80. Ces revêtements asphaltiques sont appliqués à l'aide d'une "lance de pulvérisation" classique à l'intérieur des tuyaux de fonte à garniture de ciment. Comme les revêtements asphaltiques sont utilisés depuis un certain nombre d'années par les fabricants canadiens de tuyaux en fonte ou en fer ductile à garniture de ciment, l'asphalte constitue l'un des principaux produits en contact avec l'eau potable dans les conduites principales de distribution.

5.1.1 Problèmes posés par les revêtements d'asphalte

L'asphalte est généralement considéré comme étant insoluble dans l'eau, mais vu qu'il contient de petites quantitées de HAP, il y a des risques pour la santé du fait que ces composés (par exemple, le benz(a)pyrène) sont reconnus pour être cancérigènes. La présence dans l'eau potable de traces même minimes (10^{-9} ou 10^{-12}) provenant de revêtements d'asphalte doit être examinée de plus près. On a calculé que pour une épaisseur de 0,003 cm d'asphalte appliqué dans un tuyau de 15 cm de D.I., la quantité d'asphalte représente environ 0,16 à 0,20 g par cm de longueur, et 0,33 à 0,39 g par cm de longueur si le revêtement a une épaisseur de 0,005 cm. Un HAP type, comme le benz(a)pyrène, est présent dans l'asphalte à raison d'environ 1 ppm, et sa solubilité dans l'eau du robinet est de l'ordre de 10 ng/L[11]. On peut donc raisonnablement supposer que des HAP peuvent être présents à leur limite de solubilité dans l'eau d'une conduite principale garnie antérieurement d'asphalte. Cependant, dans la pratique, tout HAP passant du revêtement dans l'eau du robinet sera probablement adsorbé sur les particules de matières ou oxygéné ou chloré par le chlore libre résiduel dans l'eau du robinet[12,13]. Les produits halogénés de composés organiques comme les HAP sont probablement encore plus dangereux pour la santé.

Oyler et al[14] ont démontré que parmi les produits de chloration aqueux de HAP types on retrouve les composés suivants: antraquinone, fluoranthène, chlorhydrine, dérivés monochlorés de fluorène, de phénanthrène, de méthyl-naphthalène et de méthyl-phénanthrène. La

concentration de ces composés dans l'eau potable ainsi que leurs propriétés toxicologiques devraient faire l'objet de recherches supplémentaires.

De plus, on ne connaît pas la durée de vie de ces revêtements. On pense que les revêtements asphaltés durent moins longtemps et sont plus vite usés que, par exemple, les revêtements à base d'émail de goudron de houille appliqués à chaud. Il y a probablement desquamation des revêtements d'asphalte avec le vieillissement, mais on ne connaît pas la destination finale ni l'importance des fragments ou des particules de revêtements détachés, contenant des HAP, dans l'eau potable.

En plus des problèmes éventuels attribuables à l'usure physique, à l'entraînement de produits chimiques et aux interactions chimiques avec le chlore, il existe la possibilité d'effets chimiques indirects, dus à la croissance microbienne sur les revêtements. Jusqu'ici, aucun problème microbiologique n'a été signalé dans le cas des garnitures d'asphalte, mais d'autres revêtements, comme les résines époxydes de goudron de houille ou autres, le caoutchouc chloré, le PVC et le bitume[13,14] ont tous favorisé la croissance microbienne au contact avec l'eau potable dans certaines conditions. On a observé qu'il y avait formation de trihalométhanes (principalement du chloroforme) par chloration de la pellicule bactérienne[15] recouvrant des tuyaux d'eau en fonte. Les résultats de ces observations ont démontré qu'en présence d'une pellicule bactérienne, il y avait formation de 500% de plus de trihalométhanes comparativement au cas où cette pellicule est absente. La formation de trihalométhanes résultant de la chloration de la couche visqueuse bactérienne augmentait avec l'accroissement des grandeurs suivantes: dose de chlore, pH, température, oxygène dissous, concentration et importance de la couche bactérienne visqueuse. Si les revêtements asphaltiques favorisent la croissance microbienne dans l'eau du robinet chlorée, alors la formation de trihalométhanes, comme le chloroforme, in situ sur le revêtement, pourrait modifier sensiblement le lessivage des HAP en raison de l'action du solvant. C'est un risque qui pourrait justifier des recherches sur la capacité de

l'asphalte (et d'autres revêtements renfermant des HAP) à favoriser la croissance microbienne dans les conditions normales de l'approvisionnement en eau potable.

5.1.2 Données expérimentales sur les HAP dans l'eau, provenant de revêtements asphaltiques

Une étude récente, non encore publiée, du Southern Research Institute(18), financée par la Ductile Iron Pipe Association, devait montrer si les revêtements isolants d'asphalte pour les tuyaux en fer ductile contribuaient de façon importante aux concentrations de HAP dans l'eau. Leurs résultats indiquent que la somme des concentrations mesurées de six HAP données (fluoranthène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, indéno(1,2,3,-cd)pyrène, benzo(ghi)pérylène) ne dépassait pas 10 ng/L lors de trois essais indépendants. La concentration maximale observée pour l'un des six HAP était de 5 ng/L. L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) estime que la somme des concentrations des HAP ci-dessus ne doit pas dépasser 0,2 µg/L (200 ng/L). Les résultats de Miller et al laissent supposer que la quantité de HAP dans l'eau de tuyaux à revêtement assez récent devrait être relativement faible.

5.2 Systèmes de revêtements à base de goudron de houille

Le goudron de houille est un produit obtenu lors de la carbonisation du charbon. La plupart des brais de houille sont des résidus de distillation, produits secondaires obtenus lors de la production de coke métallurgique à partir du charbon. Bien que les brais de houille ne possèdent pas une température de fusion ou de cristallisation qui les distinguent, ils sont généralement classés selon leur point de ramollissement. Les brais durs ayant un point de ramollissement compris entre 104°C et 116°C sont généralement utilisés comme émail de goudron pour le revêtement des tuyaux de réseaux de distribution d'eau. Le brai de houille est composé de 86 - 93% de carbone, 5 - 7% d'hydrogène, 0,5 - 1,5% d'azote, et de petites quantités d'oxygène et de soufre. On estime que le brai de houille pourrait renfermer de cinq à dix mille constituants, dont moins de 200 ont été isolés et caractérisés avec certitude. Le Tableau 2 présente les principaux constituants du

goudron de houille. Diverses quantités de HAP sont formées par des réactions secondaires entre les principaux constituants lors du processus de carbonisation. Les brais renferment de plus grandes quantités de HAP (Tableau 3), soit environ 500 à 20 000 mg/kg, comparativement à 0,03 - 40 mg/kg dans l'asphalte (Tableau 1).

On signale[20] des concentrations assez élevées de zinc (plus de 200 mg/kg) et de plomb (↶ 75 mg/kg), et des teneurs situées entre 1 et 10 mg/kg de fer, de cadmium, de nickel, de chrome et de cuivre.

Le brai de houille tout seul ne convient généralement pas comme revêtement protecteur en raison de sa forte sensibilité aux variations de température. On l'emploie donc généralement en combinaison avec d'autres produits.

5.2.1 Émail de goudron appliqué à chaud

L'émail est habituellement obtenu par dispersion de charbon dans un mélange de brai de houille ou de goudron de houille raffiné, et d'huile de base de goudron à haut point d'ébullition, à une température de 250 à 350°C. Le produit peut être amené à n'importe quel point de ramollissement désiré par variation des proportions des trois ingrédients. L'émail peut être renforcé par des agents de remplissage comme le talc. Les émails de goudron sont utilisés pour le revêtement interne des conduites et des réservoirs d'eau en acier depuis de nombreuses années aux États-Unis, ainsi que pour les tuyaux en fer ductile au Royaume-Uni (R.-U.). Les revêtements sont conformes à la norme AWWA C203 aux États-Unis et au Canada, et à la norme BS4164 (British Standard) dans le R.-U. Ces revêtements semblent offrir une bonne résistance à l'érosion et il n'y aurait pas croissance d'algues ni d'autres plantes à la surface de l'émail. Une durée de vie de 50 ans ou plus peut être obtenue dans le cas de revêtements assez épais (par exemple, 0,24 cm). L'examen de tuyaux et de réservoirs émaillés au goudron ne révélait aucune défectuosité après de nombreuses années partout où le produit avait été convenablement appliqué.

Tableau 2 - Composés présents dans le brai de goudron de houille ou dans le goudron raffiné

1-Naphtylamine
2-Naphtonitrile
3-Hydroxydiphénylèneoxyde
Sulfure de phényle
Carbazole
4-Hydroxybiphényle
Phénanthridine
Acridine
Xanthène
2-Méthylcarbazole
Anthracène
Phénanthrène
1-Méthylfluorène
2-Azafluoranthène
13-Azafluoranthène
9-Méthylphénanthrène
3-Méthylphénanthrène
Pyrène
7H-Benzo(c)carbazole
7H-Benzo(a)carbazole
2-Phénylnaphtalène
Benzanthrone
Benz(a)acridine
Benz(c)acridine
Benzo(a)fluorène
Benzo(b)fluorène
Benzo(c)fluorène
3-Méthylpyrène
Chrysène
Benz(a)anthracène
Tétracène
Triphénylène
Benzo(b)fluoranthène
Benzo(j)fluoranthène
Benzo(k)fluoranthène
Benzo(a)pyrène
Benzo(e)pyrène
Benzo(ghi)pérylène
Picène
Benzo(b)triphénylène
Dibenz(a,h)anthracène
Dibenz(a,j)anthracène
Dibenz(a,h)pyrène
Dibenz(a,i)pyrène

Source: Office of Toxic Substances (OTS)(10)

Tableau 3 - HAP dans le goudron de houille

PNA	Concentration (g/kg) dans le goudron de houille*	
	(1)	(2)
Anthracène	2,88	4,35
Benz(a)anthracène	6,24	6,98
Benzo(b)chrysène	0,93	0,80
Benzo(j)fluoranthène	0,63	0,45
Benzo(k)fluoranthène	1,08	1,07
Benzo(g,h,i)pérylène	1,23	1,89
Benzo(a)pyrène	2,08	1,76
Benzo(e)pyrène	1,85	1,88
Carbazole	1,32	1,27
Chrysène	2,13	2,86
Dibenz(a,h)anthracène	0,30	0,23
Fluoranthène	17,7	17,8
Pérylène	0,70	0,76
Phénanthrène	13,6	17,5
Pyrène	7,95	10,6

* Deux échantillons de goudron de houille raffiné.

Source: Office of Toxic Substances (OTS)[10].

Au Canada, il existe des produits de revêtements à base de goudron de houille avec application à chaud, pour des tuyaux de grand diamètre, utilisant une méthode de centrifugation. Ces revêtements bitumineux sont conformes à la norme AWWA C-20, et il semble qu'ils ne confèrent aucun goût ni odeur désagréables à l'eau potable. On ignore pour l'instant si des tuyaux à garniture de goudron de houille sont actuellement vendus pour les réseaux d'eau potable, mais ce type de garniture est couramment utilisé dans les pipe-lines pour pâtes en raison de leur bonne résistance à l'usure aux débits élevés, en présence de sable ou d'autres matériaux abrasifs. Aux États-Unis, d'après l'un des principaux fournisseurs de goudron à émailler à chaud, l'utilisation de ce produit pour l'eau potable ne représentait qu'environ 10% des ventes totales d'émail par la compagnie.

5.2.2 Peinture de goudron de houille appliquée à froid

Ce produit est essentiellement composé du même constituant que l'émail de goudron de houille appliqué à chaud, mais il est liquéfié par incorporation de solvants comme le xylène ou les naphtas. À une certaine époque, le produit était utilisé dans les réservoirs d'eau, mais seulement au-dessus du niveau maximal de l'eau (AWWA D102-64). Appliqué sous l'eau, il donnait une certaine odeur et un goût à l'eau. Ce produit a maintenant été retiré du marché comme revêtement pour les réservoirs d'eau en acier, même si la norme AWWA C203-78 fait état d'un émail de goudron de houille à trois couches, appliqué à froid, parmi sept peintures appliquées à l'intérieur de réservoirs d'eau en acier.

5.2.3 Peinture de goudron de houille, sans goût ni odeur, appliquée à froid

Ce produit est fait de brai et de solvants de goudron de houille, lesquels doivent être exempts de phénol ou d'autres substances pouvant communiquer un goût ou une odeur à l'eau.

5.2.4 Peinture de résines époxydes et de goudron de houille

Des compositions pour peintures de résines époxydes et de goudron de houille, comme revêtement destiné à être en contact avec l'eau potable, ont été proposées par l'AWWA (C210-78) (révision prévue en 1983) ainsi

que le SSPC (Steel Structures Painting Council) (n° 16, partie 16-68T). Une norme militaire (Mil-P-23236) traite également des revêtements de résines époxydes et de goudron de houille. Le goudron de houille et les résines époxydes de faible poids moléculaire (PM ≃500) sont miscibles en toutes proportions. Des revêtements à forte teneur en matières solides peuvent donc être obtenus à partir de combinaisons de résines époxydes (durcissement à froid) et de goudron de houille, avec une polyamine, un produit d'addition aminé ou un agent de prise à base de polyamide. Le Tableau 4 présente une peinture type à deux composantes, constituée d'un brai de houille comme composante de base, avec une résine polyamide, un catalyseur, un agent de remplissage minéral, un gélifiant et des amincissants, et d'une seconde composante consistant en une résine époxyde liquide. La base contenant l'agent de durcissement et la résine sont mélangés juste avant l'usage. On conseille généralement deux couches d'une épaisseur minimale de 0,020 cm. La couche durcie (7 à 10 jours pour le durcissement) ne donnerait que très peu de goût ou d'odeur à l'eau.

5.2.5 Peinture de brai de houille et d'uréthane

Le brai de goudron de houille peut être combiné avec du polyuréthane pour l'obtention de revêtements comparables aux peintures de résines époxydes et de goudron de houille.

5.2.6 Peinture d'émulsion de goudron de houille

Les peintures à base d'émulsion de goudron de houille sont obtenues à partir de brai de goudron de houille, d'agents de remplissage minéraux inertes comme le silicate de magnésium, et d'un antirouille comme l'oxyde de zinc, l'eau jouant le rôle de solvant.

Aucune de ces deux peintures, qu'il s'agisse d'uréthane - goudron de houille ou d'émulsion - goudron de houille, ne semblent être utilisées actuellement pour les parties immergées dans l'eau.

Tableau 4 - Revêtement époxyde - goudron de houille: SSPC 16-68T (Peinture)

Ingrédients	% en poids
Composante n° 1	
Brai de goudron de houille	34,0 - 36,0
Résine polyamide	11,0 - 12,0
Silicate de magnésium (ASTM D-605)	30,0 - 32,0
Xylène (ASTM D-364)	18,0 - 21,0
Alcool éthylique (dénaturé à 95%)	0,9 - 1,1
Gélifiant	1,5
Catalyseur	1,2 - 1,3
Composante n° 2	
Résine époxyde liquide (di-époxy, produit de condensation de bisphénol A et d'épichlorydrine avec groupes époxydes terminaux)	Environ 1 partie de composante n° 2 pour 4 parties de composante n° 1, en poids.

Source: Steel Structures Painting Council, 16-687 n° 16.

5.2.7 Risques possibles avec les revêtements à base de goudron de houille

Les revêtements à base de goudron de houille ont par le passé été largement utilisés dans les réseaux publics d'approvisionnement en eau, pour la protection interne des réservoirs et des conduites. Le risque de contamination de l'eau potable par ces produits de revêtement, renfermant un certain pourcentage de HAP, dont certains sont connus pour leur pouvoir cancérigène, a beaucoup préoccupé les responsables de la santé publique. Alben(21) a démontré que les HAP contenus dans les revêtements à base de goudron de houille du commerce, protégeant les réservoirs d'eau, peuvent être lessivés par l'eau potable. Dans le cas de plaques d'essai fraîchement revêtues de peinture, les produits de lessivage consistent généralement en composés plus solubles, comme le naphtalène et le fluorène, alors que

les produits de lessivage provenant d'un réservoir d'eau (revêtement vieux de 5 ans) étaient plutôt composés des substances les moins solubles, comme le fluoranthène et le pyrène. À mesure que la période d'exposition se prolonge, la surface du goudron de houille s'appauvrit en composés les plus solubles dans l'eau, les produits de lessivage de surfaces plus anciennes étant donc constitués d'une proportion plus grande des substances les moins solubles dans l'eau. Cependant, seul l'un des composés étudiés, le fluroanthène, figurait parmi les HAP (concentration maximale totale de tous les six: 0,2 µg/L) désignés par l'OMS[19] comme représentant un risque de contamination par l'eau potable. Si l'on considère cette norme, la quantité de fluoranthène n'était pas négligeable, mais aucun des composés étudiés, y compris le fluoranthène, n'avait une activité cancérigène marquée. Deux autres rapports[22,23] présentent des preuves de l'entraînement de HAP dans l'eau à partir de revêtements de goudron de houille. La possibilité d'introduction de substances toxiques à partir de revêtements à base d'asphalte n'a pas été déterminée de façon satisfaisante, mais on peut penser qu'elle est beaucoup moindre, particulièrement pour les HAP, si on les compare aux revêtements à base de goudron de houille. L'industrie de l'eau semble de plus en plus s'éloigner de l'utilisation d'émail de goudron de houille en raison des risques professionnels pour la santé, causés par la fumée lors de l'application, et de la sensibilisation de plus en plus grande aux dangers d'entraînement de constituants toxiques dans l'eau à partir du revêtement.

De plus, au moins au bureau régional de l'EPA, dans une note datée de mars 1978, ainsi qu'une lettre de la FDA en août 1977, interdisaient spécifiquement l'emploi pour les réservoirs d'eau de revêtements à base de résine de brai de houille. Divers États (États-Unis) ont probablement continué à utiliser jusqu'en 1979 des revêtements à base de goudron de houille pour les réservoirs d'eau. Au Canada, des produits de revêtement à base de goudron de houille sont actuellement vendus par une seule compagnie pour la protection des réservoirs d'eau potable en métal ou en béton. Une notice de documentation fournie par la compagnie met en garde les utilisateurs contre l'emploi de ces produits dans des culs-de-sac, ou encore dans des conduites à eau stagnante ou à très faible débit.

Aucune donnée ni problème n'a été documenté en ce qui a trait à l'entraînement de substances toxiques à partir de revêtements à base d'époxydes-goudron de houille au contact de l'eau. En plus des risques d'entraînement de constituants du goudron de houille, il y a celui de l'entraînement d'épichlorhydrine à partir de la résine époxyde (voir la partie traitant des revêtements à base de résine époxyde). D'autres recherches sur les revêtements à base d'époxyde-goudron de houille sont nécessaires pour vérifier s'il y a entraînement de constituants toxiques à partir du goudron de houille ou de la résine époxyde.

5.3 Revêtements à base de résine époxyde

Le terme "époxyde" désigne une structure pontée, consistant en un atome d'oxygène, lié à deux autres atomes, généralement du carbone, déjà liés entre eux. Les composés époxydes renfermant le groupement éther cyclique $\overline{OCHCH_2}$ sont d'une grande importance commerciale car, après diverses réactions d'addition et de polymérisation, ils conduisent à de nombreuses substances, appelées résines époxydes, aux propriétés thermoplastiques et thermodurcissables. Des résines époxydes avec prise à froid trouvent de plus en plus d'applications pour la protection des surfaces en acier de réseaux de distribution d'eau potable. Les résines de polyamide sont fréquemment employés comme liants pour les résines époxydes, du fait que les premières constituent des agents anti-corrosion intrinsèques. Il existe sur le marché un certain nombre de compositions de ce type, et certaines conviennent bien pour les applications sur surface humide. Par exemple, un procédé automatique pour remettre à neuf à l'aide de résines époxydes le revêtement de conduites principales d'eau a été mis au point récemment par une compagnie du R.-U. pour des conduites de 30,48 cm ou moins de diamètre. La résine époxyde utilisée adhère aux surfaces humides, sèche en trois heures environ en donnant une pellicule résistante et dure, d'une durée de vie en service de trente ans et plus selon les prévisions. Cette peinture époxyde a été approuvée par le National Water Council du R.-U.; elle serait exempte de solvant, non toxique, et ne tacherait pas(24). L'époxyde est

probablement du type "mastic", ce qui donne un revêtement à forte teneur en matières solides, avec la consistance d'une gomme. Ce produit est généralement additionné d'une quantité minimale de solvants volatils et peut être appliqué en couches très épaisses en une seule application. Une compagnie étatsunienne[25] propose aussi un procédé applicable sur place, où un revêtement époxyde remplace le mortier de ciment dans les tuyaux. Le revêtement semble du type polyamide durci.

Le Tableau 5 donne une composition type pour un système binaire complet (base et agent liant) de peinture époxyde-polyamide; le Tableau 6 présente une formulation AWWA pour une couche primaire époxyde approuvée. Il existe aussi sur le marché des systèmes époxydes à un seul constituant. Ils sont composés d'une résine époxyde de poids moléculaire élevé, qui réagit avec un minimum d'huile siccative, et est modifiée par une résine réactive dans des solvants. Le séchage se fait par oxydation et polymérisation.

En plus de leurs applications comme peintures ou revêtements, les résines époxydes sont également employées pour le colmatage de structures en béton, tels les réservoirs. L'un de ces produits, sous forme de gel, peut servir à colmater des brèches au-dessous du niveau d'eau; il serait insoluble dans l'eau, non polluant et non toxique, et exempt de solvant[26]. Les revêtements de type époxyde-ester ne conviennent pas pour les applications en immersion dans l'eau[7,27].

5.3.1 Risques possibles avec les revêtements à base de résine époxyde

Dans la synthèse commerciale des résines époxydes, l'épichlorhydrine (ECH) est habituellement le principal réactif d'époxydisation. Les composés hydroxylés les plus courants pour les résines époxydes sont des phénols, comme le bisphénol A, qui réagissent avec l'épichlorhydrine pour donner des chlorhydrines, lesquelles sont ensuite déchlorhydratées avec un alcali, un aluminate ou un silicate appropriés, en formant des glycidyl-éthers. Lors de la formation d'épichlorhydrine à partir du propylène, et pendant l'obtention des glycidyl-éthers, il peut apparaître un certain nombre de produits secondaires qui risquent de contaminer le produit final. Parmi ces

Tableau 5 - Composition type d'un revêtement époxyde-polyamide

Ingrédients	% en poids
Véhicules non volatils ↷ 38%	
Résine époxyde (poids mol. 1000)	50
Polyamide (valeur aminée 83 - 93)	50
Véhicules volatils (solvants) ↷ 62%	
Xylène } pour résine époxyde	50
Méthyl-isobutyl-cétone } pour résine époxyde	50
Xylène } pour polyamide	90
Cellosolve } pour polyamide	10

Tableau 6 - AWWA C210-78, couche primaire de résine époxyde

Ingrédients	% en poids
Constituant A	
Bisphénol A-résine époxyde	12,7
Phosphate de zinc ou molybdate de zinc	11,5
Oxyde de fer micacé	25,3
Mica	15,5
Agent de suspension	4,6
Solvants	30,4
Constituant B	
Résine polyamide	49,7
Solvants	50,3

Source: AWWA C210-78

produits secondaires toxiques, on peut citer le 1,3 dichloropropène, le 1,2 dichloropropène, des éthers chlorés des hydrocarbures aliphatiques chlorés. Anderson et al[28] ont démontré, grâce à l'essai d'Ames, le caractère mutagène des résines aromatiques époxydes, constitutées principalement du diglycidyl-éther de bisphénol A (poids mol. 828, 1001, 1004) (non lié). Cette activité mutagène ne semblait pas uniquement causée par un résidu possible d'ECH, en effet l'activité se manifestait surtout chez la souche TA 100, alors que les témoins avec ECH accusaient une certaine activité (sans activation) chez les souches et TA 1535 et TA 100. Deux des résines étudiées étaient plus positives que les témoins avec ECH. Des recherches antérieures par Hine et al[29] en 1958 sur des animaux prouvaient que des résines époxydes ne présentaient aucun danger.

Lors du "durcissement" ou "prise", processus par lequel la résine époxyde et un agent "liant" (habituellement une polyamine ou un polyamide) sont transformés, à partir de produits à faible poids moléculaire, en un réseau aux multiples liaisons transversales, certains constituants n'ayant pas réagi peuvent demeurer dans les résines une fois durcies. Parmi ces constituants, il peut y avoir le monomère d'épichlorhydrine et certains des contaminants formés lors de sa préparation, et plus probablement encore des amines utilisées comme durcissants. Des résines complètement durcies peuvent contenir jusqu'à 1% de durcissants à base d'amines n'ayant pas réagi[28].

Les résines polyamides constituent une catégorie particulière, largement répandue, d'agents liants. Ce sont des produits de condensation d'acides dibasiques et de diamines, comparables à une matière plastique comme le nylon. Ils agissent non seulement comme agents liants à froid ou à chaud, avec faible réaction exothermique, pour les résines époxydes, mais ils modifient aussi le système époxyde en lui communiquant une certaine flexibilité et une meilleure résistance aux chocs. Selon Bourne et al[30], il s'agit probablement de la catégorie de résines présentant le moins de risques. Cependant, en raison de la haute viscosité et de la faible vitesse de prise des résines de cette catégorie, on introduit parfois des modificateurs,

qui peuvent être des amines ou des produits d'addition aminés, de façon à baisser la viscosité et accélérer la vitesse de prise. Par contre, ces modificateurs rendent les polyamides moins sûrs du point de vue toxicité.

Lorsque de l'épichlorhydrine n'ayant pas réagi est entraînée dans l'eau, il y aura probablement hydrolyse. Celle-ci est un mécanisme complexe et la nature des produits ultimes engendrés est fonction de la teneur ionique de l'eau, particulièrement de la concentration des anions, comme les chlorures et les carbonates-bicarbonates. On pense généralement qu'il s'agit de dérivés de l'oxyde de propène, comme le 3-chloro-1, 2-propanediol ou le 1,3-dichloro-2-propanol. La durée maximale de demi-vie pour l'épichlorhydrine est d'environ 8 jours (Tableau 7). Il peut aussi y avoir présence d'autres produits potentiellement toxiques, comme les diluants réactifs sous forme d'autres composés époxydes monomères, tel l'alkyl-glycidyl-éther parfois ajouté aux résines oligomères pour diminuer la viscosité; les solvants non réactifs, comme le xylène, l'acétonitrile, la méthyl-éthylcétone, etc.; les agents de remplissage et les pigments; les plastifiants, tels que les phosphates de tricrésyle ou le phtalate de dibutyle; les accélérateurs, tels le phénol et les produits d'addition aminés.

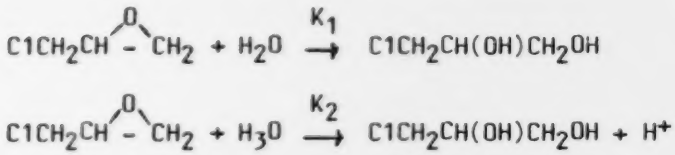
Vu la complexité de ces mélanges, il est pratiquement indispensable que le fabricant donne la liste des ingrédients du système époxyde, si l'on veut évaluer ou autoriser son utilisation pour des parties au contact avec l'eau potable.

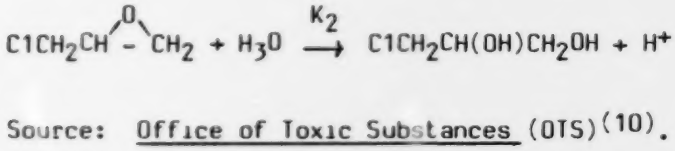
5.4 Revêtements vinyliques

Les revêtements vinyliques sont constitués de plastifiants à base de résine vinylique, de pigments et de solvant. Le séchage se produit par évaporation du solvant. Ce type de revêtement est généralement appliqué en plusieurs couches, la dernière ayant une épaisseur de 4 à 8 mils. C'est un revêtement qui est utilisé depuis plus de 20 ans pour la protection des surfaces internes et externes de réservoirs d'eau potable en acier. Il y a un grand fabricant qui met sur le marché deux types de systèmes. Le premier utilise une sous-couche

Tableau 7 - Constantes de vitesse pour l'hydrolyse de l'épichlorhydrine

Température (°C)	$10^6 k_1$ (s^{-1})	$10^5 k_2$ (1 $mol^{-1} s^{-1}$)
0,0		6,91
20,0	0,97	43,4
25,0		68,2 ,77
35,0	5,9	
37,0	5,3	
45,0	13,8	
50,0	20,4	
75,0	129,0	
85,0	246,0	





Source: Office of Toxic Substances (OTS)[10].

anti-corrosion à base de vinyl-butyral pour l'adhérence, suivie de deux couches vinyliques renfermant des pigments antirouille, comme le minium de plomb, et enfin une couche de fini vinylique contenant de l'aluminium. La résine vinylique est constituée d'un copolymère de chlorure de vinyle (91%) et d'acétate de vinyle (9%). Le second type de système ne nécessite pas de sous-couche spéciale, et est composé d'un copolymère de chlorure de vinyle (86%), d'acétate de vinyle (13%) et d'anhydride maléique (1%).

5.4.1 Risques possibles avec les revêtements vinyliques

Les problèmes causés par l'entraînement de chlorure de vinyle monomère résiduel sont aujourd'hui minimisés, du fait que les fabricants peuvent maintenant produire des résines à très faible teneur en monomère résiduel. Mais des solvants résiduels, comme les cétones et les hydrocarbures aromatiques, risquent de poser des difficultés. On a constaté que de l'eau potable amenée pas des conduites en amiante-ciment à revêtement vinylique renfermait de fortes concentrations de tétrachloroéthylène(31). Ce dernier est utilisé comme solvant pour l'application du revêtement vinylique lors de la fabrication des tuyaux en amiante-ciment. Même après 5 années de service sévère ($1{,}1 \times 10^6$ m^3 d'eau), le revêtement vinylique continuait à perdre du tétrachloroéthylène.

Le problème des solvants résiduels entraînés par l'eau après de longues et intenses périodes d'utilisation, risque de se poser pour beaucoup de systèmes de revêtement utilisant des solvants.

L'emploi de minium de plomb (Pb_3O_4) comme pigment antirouille dans la couche primaire est discutable, en effet le Pb_3O_4 fait partie des substances soupçonnées d'être cancérigènes pour les poumons et les reins(32). Le danger n'est peut-être pas très grand du fait de l'application d'une couche finale vinylique renfermant de l'aluminium, mais il demeure que l'emploi de plomb est à éviter.

5.5 Systèmes de revêtement à base de polyuréthane

Les polyuréthanes sont obtenus par réaction de polyisocyanates avec des résines multifonctionnelles hydroxylées (polyols). Au départ, ces systèmes de revêtement étaient à deux constituants, dont une solution d'isocyanate, généralement du diphénylméthane-4,4'-diisocyanate (MDI), du toluène diisocyanate (TDI) ou un produit d'addition à base de TDI, l'autre solution renfermant le constituant hydroxylé. On utilise aujourd'hui plutôt des systèmes à un seul constituant, car ils présentent moins de difficultés et se gardent plus longtemps dans un contenant que ceux à deux constituants. L'un de ces revêtements (type alkyde) est préparé par réactions de polyisocyanates avec les produits d'alcoolyse d'une huile siccative. Le revêtement ne possède

pas de groupe isocyanate libre, et est tributaire de la réaction de la double liaison entre les chaînes non saturées pour la prise par séchage à l'air. Celui-ci peut être catalysé par addition de désséchants comme le napthénate de cobalt.

Les revêtements à base d'uréthane à un seul constituant, à prise humide, sont également faits d'uréthane avec un excès de groupes isocyanates. Après évaporation du solvant, l'humidité de l'air réagit avec l'isocyanate et permet à la prise de se faire.

Sont également employés, des polyuréthanes aliphatiques obtenus à partir de polyisocyanates ayant la structure du biuret, à base d'hexaméthylène diisocyanate, d'isocyanate de méthylènedicyclohexyle et d'isophorone diisocyanate. Comme les isocyanates aliphatiques réagissent moins vite que les isocyanates aromatiques, on ajoute souvent des agents durcissants, comme les polyesters phtaliques, et des accélérateurs, comme l'octonate de zinc, le naphténate de zinc et le dilaurate de dibutylétain. Les systèmes à base de polyuréthane ont été utilisés pour le revêtement de tuyaux et de réservoirs d'eau potable.

5.5.1 Risques possibles avec les revêtements de polyuréthane

Il a été prouvé que les tuyaux à revêtement de polyuréthane contaminaient l'eau par le chlorobenzène et d'autres substances aromatiques[33]. La quantité de chlorobenzène a été évaluée à environ 1 µg/L, comparativement à un niveau naturel d'environ 1 ng/L pour l'eau du robinet ordinaire. Les substances décelées provenaient peut-être d'impuretés dans les matières brutes de départ. Il est raisonnable de supposer cela, en effet, on sait que les isocyanates renferment du chlore provenant de traces de solvants de réaction, comme le o-dichlorobenzène ou le monochlorobenzène.

Des quantités résiduelles de TDI ou de MDI dans le produit après durcissement peuvent également constituer un problème, et il est conseillé de vérifier la présence de ces résidus par analyse de l'espace de tête dans une enceinte fermée.

Une description détaillée de la composition du système de revêtement à base de polyuréthane est indispensable si l'on veut évaluer les risques possibles pour la santé, en raison des nombreux produits d'addition qui peuvent être employés.

6. TUYAUX EN MATIÈRES THERMOPLASTIQUES

6.1 Tuyaux en poly (chlorure de vinyle) (PVC)

Le PVC non plastifié (rigide) est la matière thermoplastique la plus fréquemment utilisée pour les tuyaux, et il occupe une part de plus en plus grande du marché des conduites de réseaux de distribution d'eau potable (voir Section 4). Les propriétés d'inertie du PVC, comme l'absence de corrosion, le faible facteur de friction par écoulement, ainsi que son léger poids et la facilité d'installation, ont contribué à la grande popularité de ce produit. Les tuyaux rigides en PVC servent surtout comme conduites principales de distribution d'eau, avec un diamètre de 15 et 20 cm, dimensions dans lesquelles le PVC concurrence d'autres matériaux employés pour les tuyaux. Deux types de PVC servent à la fabrication des tuyaux, le PVC par émulsion et le PVC par suspension. Pour les tuyaux destinés à l'eau potable, c'est le PVC par suspension qui est employé au Canada, aux États-Unis, au R.-U., en Allemagne fédérale et aux Pays-Bas, en raison de sa plus grande pureté, des particules de taille plus grande et de l'absorption moindre d'eau.

6.1.1 Risques possibles avec les tuyaux en PVC rigide

Des normes provisoires pour la tuyauterie en UPVC devant transporter l'eau potable sont observées par la KIWA en Hollande depuis 1954, et la NSF (National Sanitation Foundation) a entrepris une étude dès 1952, laquelle allait aboutir à la norme NSF 14 pour la tuyauterie en matière plastique[4]. Les risques pour la santé entraînés par l'utilisation de tuyauterie en PVC sont causés par: (1) le monomère de chlorure de vinyle résiduel (MCVR), et (2) la présence de produits d'addition sous forme de stabilisateurs, comme le plomb et l'étain.

Monomère vinylique

En 1978, Dressman et McFarren[34] ont étudié pour le MCVR cinq systèmes d'eau potable à tuyauterie en UPVC. Cette étude sur le terrain révéla des concentrations de chlorure de vinyle allant de 0,03 µg/L à 1,4 µg/L, les concentrations les plus faibles se

maintenant dans un système vieux de neuf ans, et les concentrations les plus élevées dans le système le plus récent (3 ans d'âge). D'après les auteurs, ces concentrations étaient bien inférieures à celles décelées jusque là chez des animaux de laboratoire souffrant de troubles divers; de plus, toujours d'après les mêmes auteurs, ces concentrations devraient baisser à mesure que sont introduits sur le marché des tuyaux à teneur plus faible en manomère résiduel.

La norme NSF n° 14(4) de l'Appendice A précise que les matériaux pour la tuyauterie en PVC destinée aux réseaux d'eau potable, ne doit pas renfermer plus de 10 ppm de monomère vinylique résiduel. Le maintien de cette limite pour le MCVR présent dans les parois des tuyaux permet de garder la quantité de MCVR pouvant passer dans l'eau en dessous du seuil de détection (50×10^{-9}).

Stabilisateurs et autres produits d'addition

Les tuyaux en PVC sont faits par extrusion de PVC thermoplastique à des températures de 150°C à 200°C. Comme le PVC est instable à une température supérieure à 120°C, le procédé exige l'addition de stabilisateurs thermiques et de lubrifiants internes et externes. Les stabilisateurs les plus couramment ajoutés au PVC sont des composés à base de plomb ou d'étain. Dans certains pays, les composés à base de plomb, comme le stéarate de plomb, le stéarate de plomb dibasique et le sulfate de plomb dibasique sont interdits pour le PVC destiné aux réseaux d'eau potable, et dans d'autres ils peuvent être employés à condition que la capacité d'extraction ne dépasse pas une certaine valeur (par exemple, British Standard 3505). Aux États-Unis, aucun composé à base de plomb n'est permis, et la norme canadienne ACNOR (B137.0 - 1973) précise que la concentration de plomb dans un produit de lessivage de tuyau en PVC ne doit pas dépasser 0,05 mg/L dans les conditions de l'essai. En Amérique du Nord, ce sont donc des composés à base d'étain qui sont employés, particulièrement des substances organiques renfermant de l'étain tétravalent, pour la stabilisation thermique et lumineuse, ainsi que des composés non toxiques, tel le stéarate de calcium, comme lubrifiants. Étant donné que les stabilisateurs à base d'étain ne servent pas comme lubrifiants, il risque

beaucoup moins de se former une pellicule riche en métal à la surface de l'intérieur du tuyau que dans le cas des composés à base de plomb souvent employés et comme stabilisateurs thermiques et comme lubrifiants. On sait que les composés organiques renfermant de l'étain ont des effets toxiques aigus variables, mais on ne possède pas pour l'instant de données sur la dose quotidienne admissible (DQA) de stabilisateurs à base d'étain (principalement de l'étain di-alkylé où le groupe alkyle contient quatre atomes de carbone ou plus) utilisés pour le PVC. La norme provisoire ISO/DIS 3114 propose que les composés dialkylés d'étain, analysés pour l'étain, ne dépassent pas, après une troisième extraction, 0,02 mg/L dans les conditions de l'essai. La NSF (National Sanitation Foundation) signale de très faibles concentrations d'étain (≤0,01 mg/L) dans les produits d'extraction préparés selon ses méthodes d'essai. Cependant, toutes ces concentrations sont exprimées par rapport à l'étain, et il n'existe aucune donnée relativement au risque causé par une exposition à long terme à de faibles concentrations de composés organiques de l'étain ou à leurs produits de dégradation.

Un rapport de 1973 par l'OMS[35] propose que "des recherches soient effectuées pour déterminer le mode de lessivage et la concentration ultime des stabilisateurs à base d'étain organique et de leurs produits de dégradation dans l'eau, résultant de l'utilisation de tuyaux en PVC stabilisé à l'étain"; de plus, le même rapport signalait "qu'il existe un besoin pressant en données toxicologiques sur les effets d'une exposition à long terme à ces produits, de telle façon qu'il soit possible de déterminer une dose quotidienne admissible".

L'EPA (États-Unis) a récemment (1979-1980) financé des recherches pour étudier ce problème dans son installation de Cincinnati (HERL). L'objet de cette étude était de séparer, déceler et d'analyser l'étain minéral ou les composés organiques de l'étain provenant de stabilisateurs pour PVC et CPVC, exposés à l'eau.

D'autres additifs pour les UPVC, comme des lubrifiants, des agents de remplissage, des pigments, des stabilisateurs UV et des résidus de catalyseurs de polymérisation ont été mentionnés dans la récente liste de l'organisme allemand KTW, avec les limites de concentration permises.

Résidus de solvant

Les tuyaux en PVC de petit diamètre sont liés grâce à un ciment-solvant, composé de PVC dissous dans un mélange de solvant comme le tétrahydrofuranne et le cyclohexanone. Ces solvants sont tous les deux toxiques, mais c'est plutôt lors de l'installation qu'ils constituent un risque pour la santé des travailleurs, le consommateur d'eau ne risquant à peu près rien à condition que les tuyaux aient été bien purgés après leur installation. Les tuyaux en PVC de gros diamètre sont liés grâce à des raccords à emboîtement et cordon.

6.2 PVC plastifié

Le PVC plastifié, utilisé pour les tuyaux et les conduites flexibles ainsi que pour les dispositifs anti-projections des robinets, peut contenir l'une ou l'autre de plusieurs substances plastifiées, la principale étant le phtalate de 2-éthylhexyle.

6.2.1 Risques possibles avec les tuyaux en PVC plastifié

Les plastifiants peuvent favoriser la croissance en grand nombre des bactéries ou des champignons avec, comme conséquence, de la turbidité, la présence d'agrégats visibles de bactéries ou de champignons, et un goût ou une odeur de moisissure pour l'eau.

6.3 Tuyaux en poly (chlorure de vinyle) chloré (CPVC)

Le PVC chloré n'est autre que du PVC traité à chaud avec du chlore dans une solution de tétrachloroéthane. Le produit, après refroidissement et précipitation par addition de méthanol, est chloré à 63 - 68%.

La tuyauterie en plastique CPVC a été conçue au départ pour les réseaux de distribution d'eau chaude domestique et commerciale (jusqu'à 82°C), mais elle peut également être utilisée pour la distribution d'eau froide. La tuyauterie en CPVC est généralement plus fragile que celle en PVC, mais elle a l'avantage de ne pas subir d'affaissement.

6.3.1 Risques possibles avec la tuyauterie en CPVC

En ce qui concerne les quantités résiduelles de stabilisateurs, de lubrifiants, de catalyseurs de polymérisation, etc., les mêmes remarques que celles relatives à la tuyauterie rigide en PVC s'appliquent. La tuyauterie en CPVC est habituellement soudée à l'aide d'un solvant, le polymère CPVC étant dissous dans des solvants comme le tétrahydrofuranne ou le cyclohexanone. Ici encore, il existe des risques professionnels au moment de l'installation des tuyaux, en raison de l'emploi de ces solvants.

6.4 Tuyaux en polyéthylène (PE)

Le polyéthylène flexible de masse spécifique moyenne sert à fabriquer des tuyaux de 1,27 cm à 7,5 cm pour les réseaux de distribution d'eau, domestiques, commerciaux et industriels. Il existe également sur le marché de la tuyauterie en PE à masse spécifique élevée.

6.4.1 Risques possibles avec la tuyauterie en PE

La liste du KTW (Allemagne fédérale) donne les quantités résiduelles et les limites de concentration pour les catalyseurs, les produits de décomposition des inducteurs, ainsi que les résidus d'émulsifiants, de stabilisateurs et de lubrifiants, dans le cas de la tuyauterie en PE. Par exemple, les concentrations résiduelles de chrome et de vanadium, provenant de catalyseurs à base d'oxydes métalliques, dans le produit fini, sous forme de composés du vanadium et du chrome solubles dans l'eau, ne doivent pas dépasser 0,05 mg/kg, concentration calculée en poids de chrome, et, dans le cas du vanadium, 20 mg/kg, concentration calculée en poids de pentoxyde de vanadium.

Les tuyaux en PE sont habituellement liés par soudure à la flamme. Il est possible qu'il y ait une certaine décomposition du polymère lors de ce procédé, mais la zone touchée est très petite, et les quantités de substances toxiques produites seront donc probablement très faibles; de plus, les conduites sont purgées avant leur utilisation.

6.5 Tuyaux en polypropylène (Pp)

Les tuyaux en polypropylène sont rarement utilisés pour les réseaux d'eau potable en Amérique du Nord, principalement en raison de leur coût élevé. En Europe, ce matériau sert pour les réseaux d'eau chaude, du fait de son excellent comportement à haute température.

6.5.1 Risques possibles avec les tuyaux en polypropylène

La liste du KTW allemand donne les concentrations limites pour les quantités résiduelles de catalyseurs, de stabilisateurs, de lubrifiants, etc., dans le cas du polypropylène. Par exemple, la liste propose des limites de 0,05 mg/kg de chrome et de 20 mg/kg de vanadium, sous forme de pentoxyde de vanadium.

6.6 Tuyaux en polybutylène (Pb)

Il existe des tuyaux en polybutylène pour les réseaux de distribution d'eau tant chaude que froide, dans les tailles de 2 cm à 5 cm. Le marché propose également des tuyaux plus grands, jusqu'à 45 cm, destinés plutôt au transport des pâtes, en effet le polybutylène résiste particulièrement bien à l'abrasion.

6.6.1 Risques possibles avec la tuyauterie en polybutylène

L'emploi de polybutylène pour la tuyauterie est relativement récente au Canada. La NSF (National Sanitation Foundation) a classé certains matériaux selon leur qualité pour son utilisation dans des réseaux d'eau potable chaude ou froide; les critères de la NSF correspondent aux exigences de la norme ACNOR B137.7 relatives à la toxicité. Le KTW allemand établit actuellement la liste des limites de concentration pour les quantités résiduelles de catalyseurs, d'émulsifiants, de lubrifiants, etc.

Les tuyaux en polybutylène sont habituellement soudés à froid, et on ne rencontre donc pas les problèmes attribuables aux quantités résiduelles de solvant, après soudure au solvant, ni ceux dus aux produits de décomposition de la soudure à chaud.

7. TUYAUX EN MATIÈRE PLASTIQUE RENFORCÉE DE FIBRE DE VERRE (MPRFV)

L'utilisation de tuyaux en matière plastique renforcée de fibre de verre pour les réseaux d'eau, et particulièrement les conduites principales, est relativement récente, même si ce type de tuyaux existe déjà sur le marché depuis presque 20 ans. Son léger poids, sa flexibilité et l'absence de corrosion donneront probablement à ce matériau une place de plus en plus grande sur le marché, particulièrement dans la tuyauterie de grande taille.

La paroi du tuyau est généralement constituée de trois couches: une garniture de polyester riche en résine, avec un voile matriciel renforcé de verre; une seconde couche de fibre de verre sectionnée et de résine; enfin, une troisième couche renforcée, constituée de fibre de verre hélicoïdale, imprégnée de résine.

7.1 Risques possibles avec la tuyauterie en MPRFV

La documentation ne mentionne aucun risque possible pour la santé dans le cas de la tuyauterie en MPRFV, utilisée pour les réseaux de distribution d'eau potable. La composition des résines polyester qui entrent en contact avec l'eau peut être complexe et très variée. Fondamentalement, le polyester est une résine à base de polyester non saturé, dissous dans un monomère polymérisable comme le styrène. Après addition de catalyseurs qui permettent la formation de liaisons transversales au niveau des points de non-saturation dans la chaîne de polyester et le monomère (fixage thermique), on obtient la résine finale durcie, qui est en fait un copolymère du polyester et du monomère. On peut faire varier presque à l'infini la composition du polyester de base ainsi que la nature et le nombre des liaisons transversales. Les principales variables qui commandent ces propriétés sont: (a) le type et la quantité d'acides dibasiques; (b) le type de glycol; (c) la nature et la quantité du monomère de la liaison transversale; (d) le poids moléculaire de la résine polyester; et (e) le système inhibiteur. Le choix approprié des glycols, des acides saturés et non saturés, des monomères et des inhibiteurs, permet de

faire varier à volonté les caractéristiques de la résine. On connaît au moins un polyester utilisé pour la tuyauterie, à savoir un polyester d'acide isophtalique.

Si l'on veut évaluer les risques possibles pour la santé, attribuables à des constituants éventuels n'ayant pas réagi, il serait souhaitable d'avoir en main la liste complète des matières brutes (monomère, acides dibasiques, inhibiteurs, agents thixotropiques, et autres additifs) utilisées pour préparer la résine polyester.

8. POLYÉTHYLÈNE CHLOROSULFONÉ (HYPALON)

Plusieurs polymères de ce type sont commercialisés sous l'appellation Hypalon; on les obtient à partir de polyéthylène de grande ou petite masse spécifique. Les polymères sont liés transversalement à l'aide d'oxyde de magnésium et d'oxyde de plomb (litharge) lorsqu'une certaine résistance à l'eau chaude ou à la vapeur est requise. Ce produit est largement utilisé, par exemple, pour les membranes et les isolants pour robinets, ainsi que pour les revêtements et garnitures de citernes et de réservoirs. Ce polymère peut aussi être mélangé avec d'autres polymères, comme le polychloroprène, pour améliorer les propriétés à basse température.

8.1 Risques possibles avec le polyéthylène chlorosulfoné

On n'a relevé aucun rapport négatif sur l'utilisation de ce produit pour les réseaux de distribution d'eau potable. Comme son utilisation est très répandue pour les revêtements de réservoirs, l'AWWA envisage d'élaborer une norme à cet effet. Il est probable que l'on évitera d'employer l'oxyde de plomb comme agent de liaison transversale lorsque le produit est prévu pour le transport ou le stockage de l'eau potable.

9. HOMOPOLYMÈRES D'ACÉTAL (par exemple, DELRIN) ET COPOLYMÈRES D'ACÉTAL (par exemple, CELCON)

Les résines de copolymère d'acétal sont des polymères linéaires stables de formaldéhyde (CH_2O), à haut poids moléculaire. Elles sont commercialisées sous forme de compositions prêtes à être appliquées dans divers procédés. La résine, quelle qu'en soit la qualité, renferme des stabilisateurs thermiques et d'oxydation. La structure chimique et la cristallinité élevée des homopolymères d'acétal permettent de les utiliser dans des parties habituellement faites en métal. Par exemple, en plomberie, le moulage par injection et l'extrusion d'homopolymères d'acétal ont été employés ces quinze dernières années pour les systèmes d'eau chaude ou froide, en remplacement de composantes en laiton ou en zinc dans les boisseaux, les robinets de mélange, etc.

Les copolymères d'acétal, préparés par copolymérisation du trioxane avec de petites quantités de co-monomère, possèdent une bonne stabilité thermique et une excellente résistance au fluage; ils sont eux aussi utilisés en plomberie, par exemple, dans les robinets, les pompes, etc.

9.1 Risques possibles avec les homopolymères et les copolymères d'acétal

Aucun danger pour la santé n'a été signalé dans le cas de ces produits. Toutes les catégories naturelles de base de l'homopolymère sont conformes au règlement de 1976 du FDA, sur l'utilisation de l'homopolymère lorsqu'il se trouve en contact répété avec des aliments. Certaines catégories du copolymère sont également réglementées par la FDA pour les articles en contact avec des aliments.

La dernière liste du KTW allemand donne les concentrations résiduelles maximales dans la matière plastique pour les éléments suivants: monomère, co-monomère, catalyseurs, régulateurs et inhibiteurs de polymérisation, stabilisateurs, lubrifiants et agents de remplissage.

10. SILICONES (POLYSILOXANES)

Les molécules polymères de silicones renferment en plus d'une liaison silicium-carbone, une liaison silicium-oxygène. Pour obtenir une résine aux propriétés voulues, divers groupes organiques sont introduits à l'intérieur de la chaîne de polysiloxane; par exemple, les groupes méthyles rendent la résine ignifuge, et les groupes méthoxy et alcoxy facilitent la formation de liaisons transversales à basse température. En ajoutant des huiles réactives à chaîne ouverte, renfermant des groupes réactifs aux extrémités de la chaîne, on peut obtenir des RTV (élastomères durcis à la température de la pièce) qui, après avoir été liés transversalement à l'aide d'un catalyseur tel que l'humidité de l'air, sont utilisés comme agents isolants élastiques et résistants, matériaux de garnitures pour les réservoirs, etc.

10.1 Risques possibles avec les silicones

Le produit après prise est relativement inerte du point de vue chimique, et faiblement toxique. Aucun problème n'a été signalé avec ce produit après durcissement.

11. MÉTHODES PROPOSÉES POUR LES ESSAIS RELATIFS À LA MIGRATION DE SUBSTANCES POTENTIELLEMENT DANGEREUSES À PARTIR DE TUYAUX OU DE LEURS REVÊTEMENTS ET GARNITURES

Les essais comportent deux phases: a) les conditions de lessivage; b) l'analyse des produits de lessivage.

11.1 Conditions de lessivage pour l'analyse chimique d'extraits aqueux

Il existe plusieurs façons de concevoir un système de lessivage, allant de la simple immersion à des systèmes plus élaborés, qui simulent les réseaux de distribution en service. Bien sûr, il serait hautement souhaitable que l'on dispose de ce dernier type de système si l'on veut retrouver les conditions existant sur le terrain, mais le coût de montage de ces systèmes et les difficultés pour éviter la contamination du système par des éléments étrangers provenant des pompes et des joints étanches, sont considérables. Les systèmes les plus simples, consistant à immerger des plaques munies du revêtement dans un réservoir d'eau, ou, dans le cas des produits pour tuyaux, à remplir d'eau plusieurs sections de tuyaux bouchées à l'une des extrémités, se révèlent les plus faciles à monter et sont assez peu sensibles à la contamination par des éléments étrangers. Ces systèmes simplifiés peuvent s'écarter considérablement des conditions finales d'utilisation dans les réseaux de distribution d'eau, particulièrement dans le cas des tuyaux et de leurs revêtements, mais, grâce à un rapport élevé surface/volume, on arrive à simuler les "pires" conditions. Les données obtenues pour des produits extractibles dans les conditions de l'essai sont ensuite extrapolées à la situation d'exposition plus faible rencontrée dans la pratique. C'est la voie suivie par les organismes allemands (KTW) et hollandais (KIWA), qui ont utilisé divers facteurs de pondération selon le type d'application particulier du produit dans le réseau d'eau potable, avec les données obtenues grâce aux essais par immersion statique.

L'aire surfacique réelle et le volume correspondant d'eau extractrice nécessaire sont fonction du nombre d'analyses à effectuer et de la sensibilité des techniques analytiques. La durée de l'extraction et la température doivent elles aussi se rapprocher des pires conditions sur le terrain. Le Tableau 8 résume les conditions d'extraction choisies par divers organismes et chercheurs pour l'extraction de produits à partir de matériaux en contact avec l'eau. Les sept premières méthodes de la liste du Tableau 8 sont des techniques utilisant l'immersion statique; la douzième méthode consiste en un système de recirculation par pompage avec un tuyau en boucle. À remarquer que le rapport de la surface en centimètres carrés par le volume en millilitres d'eau extractrice varie d'un minimum compris entre 1 et 16 à un maximum situé entre 1 et 0,6. On retrouve généralement pour les réservoirs d'eau un rapport d'environ 1:16; aux tuyaux ($\sim$15 cm de diamètre) du réseau de distribution d'eau correspond une valeur de 1:3. Les eaux extractrices sont généralement constituées d'eau distillée ou déionisée, avec un pH d'environ 5.

À un pH faible ($\sim$5,0) le lessivage des bases organiques, des amines aromatiques primaires et des composés organométalliques sera probablement plus important. À un pH élevé, il y aura plutôt entraînement d'aromatiques polycycliques et d'épichlorhydrine. Idéalement, il faudrait mesurer la quantité de substances lessivée à des pH acide, neutre et basique, mais cela entraînerait des coûts trop élevés pour les essais. On utilise parfois des eaux chlorées (0,5 à 1,0 mg/L de Cl) et, dans certains cas, un prétraitement par chloration ($\sim$50 mg/L de Cl) sert à simuler la désinfection des réservoirs ou des tuyaux. Pour les produits destinés aux réseaux ou réservoirs d'eau froide, les températures d'extraction choisies sont normalement de 20 à 30°C. Des températures plus élevées, allant jusqu'à 48,8°C, ont parfois été appliquées. Des extractions uniques d'une durée de 24 à 72 heures peuvent suffire, mais dans certains cas il faut au moins trois extractions de 24 à 72 heures pour pouvoir déterminer le degré de lessivage.

Tableau 8 - Résumé des conditions choisies par divers organismes pour l'extraction des produits en contact avec l'eau

Organisme ou auteur	Aire surfacique de l'échantillon cm^2	Eau extractrice		Taux $\frac{cm^2}{mL}$	Temp. d'extraction °C	Temps (heures)
		Vol. (mL)	Qualité			
1. Norme NSF n° 14 (Plastiques sauf le nylon)	1 613	1 000	100 mg/L Dureté en $CaCO_3$ 1,0 mg/L Cl pH 5	1:0,6	37,7 ± 2	72
2. NSF (nylon)	645	4 000	100 mg/L Dureté en $CaCO_3$ 1,0 mg/L Cl pH 5	1:6,2	37,7 ± 2	24
3. ACNOR B137,0 (Tuyaux thermoplastiques)	600	400	0,5 mg/L Cl 2,0 mg/L F pH 4,5 avec CO_2	1:0,6	35,0	72
4. CFR Titre 21	4 644 (1 161 x 4)	Vol. non précisé, mais l'échantillon doit être couvert et l'extrait évaporé à 100 mL.	Eau distillée	?	48,8	24
5. EPA (Substances polymères)	774	1 200 Évap. à 100 mL	Eau distillée	1:1,5	48,8	48
6. R.-U. BS4147 (goût et odeur d'asphalte)	150	500	1. Distillée 2. 0,1 mg/L Cl	1:3,3	23	2 x 24 1 x 24
7. R.-U. (Métaux toxiques, goût et odeur)	152	1 000	Eau distillée	1:6,5	23 ± 2	4 x 24 1 x 72 5 x 24
8. Minis. Santé État de N.Y. (goût et odeur)	Non précisée	Non précisé	0,5 mg/L de Cl libre	1:4 à 1:5	21 ± 1	
9. Allemagne (KIW)	4 000 (800 x 5)	3 200 3 800	1. Industrielle; ou 2. $NaHCO_3$ 0,1 N; ou 3. chlorée	1:0,8 1:4,5		3 x 72
10. Pays-Bas (KIWA)	600	Non précisé	150 mg/L CO_2 pH 4,6	?	20 ± 3	3 x 72
11. Centre d'hygiène du milieu (K. Alben, communication sur le goudron de houille)(21)	929	15 200 (40 L requis pour CPG/SM)	Eau du robinet	1:16	20 ± 3	168
12. Southern Research (communication de Miller sur l'asphalte)(18)	49 500	150 000 (10L prélevés pour CPLHP) (20L prélevés pour CPG/SM)	Déionisée	1:3	20 ± 3	0,6, 15, 63, 112, 185 et 232

Aucune de ces méthodes n'étudie les effets du vieillissement à long terme des revêtements, ni le risque d'effritement de revêtements potentiellement toxiques avec l'âge ou avec des conditions d'écoulement variables.

L'interaction entre une eau très chlorée et le revêtement, comme dans les étapes de désinfection initiale de tuyaux ou de réservoirs, est simulée dans certains de ces essais en soumettant le produit à l'essai à un prétraitement avec de l'eau chlorée (50 mg/L Cl). On utilise parfois une quantité résiduelle de 0,5 à 1,0 mg/L de Cl dans l'eau extractrice elle-même; mais, comment maintenir alors un faible niveau résiduel au cours d'un essai statique d'une durée de plus de 24 heures? De plus, aucune interaction à long terme entre de faibles concentrations de chlore et le produit ne pourra être décelée avec netteté au cours d'essais d'une durée ne dépassant pas 24 à 72 heures. Selon nous, il est préférable de simuler les fortes concentrations de chlore qui seront probablement rencontrées lors de la mise en service de nouveaux réservoirs ou tuyaux de distribution. De cette façon, il sera possible de déceler tout effet grossier à court terme que le chlore pourrait avoir sur le produit à l'étude.

D'après ce qui précède, on propose la méthode de préparation et d'extraction suivante.

11.1.1 Méthode d'extraction proposée pour les peintures, les revêtements et les garnitures, ainsi que pour les isolants et les produits d'imperméabilisation

1. Appliquer les épaisseurs voulues de couche primaire et de revêtement(s) des deux côtés d'une plaque de verre propre (20 cm x 20 cm) en suivant les instructions du fabricant et en laissant une marge de 1 cm non revêtu le long d'un des côtés. Le nombre de plaques d'essai requises pour les essais chimiques est fonction de la sensibilité des méthodes analytiques. Au moins 21 plaques d'essai devront être préparées pour l'extraction, comme il est décrit en (3) à la page suivante.

2. Laisser vieillir les revêtements pendant au moins la période minimale à la température et avec la ventilation précisées par le fabricant.

3. Introduire les plaques ainsi revêtues dans des contenants en verre du commerce (7 plaques par contenant) utilisés pour la CCM (chromatographie en couche mince), en se servant des séparateurs en verre qui équipent les contenants pour maintenir les plaques séparées. Ajouter une solution d'eau chlorée (NaOCl) contenant 50 mg/L de Cl et laisser tremper pendant 24 heures. Verser l'eau chlorée et rincer avec un courant ascendant d'eau du robinet pendant 60 minutes, puis avec de l'eau distillée pendant 3 minutes. (Pour 7 plaques revêtues des deux côtées sur une aire surfacique totale de $7 \times 20 \times 19 \times 2 = 5320$ cm^2 et environ 2300 mL d'eau par contenant, le rapport de l'aire surfacique par le volume est d'environ 1:0,4.)

4. Ajouter de l'eau distillée (pH $\sim$5,6 et $\sim$2300 mL par contenant) de façon à immerger complètement la partie revêtue des plaques. Boucher hermétiquement les contenants à l'aide de couvercles à bord en verre dépoli, et laisser l'extraction se faire pendant 72 heures à 23°C $\pm$ 3°C. Agiter légèrement trois fois par jour en remuant les contenants.

5. Concentrer et isoler tout extrait organique provenant des produits de lessivage combinés des 3 contenants qui renferment 7 plaques chacun, à l'aide d'une des méthodes données en 11.2, par exemple, par passage à travers une résine XAD-2 ou à travers des tampons de polyuréthane.

6. Éluer les composés organiques absorbés ou piégés à l'aide d'un solvant organique.

7. Répéter encore trois fois les étapes (4) à (6).

8. Analyser d'abord les premier et dernier extraits concentrés par une ou plusieurs des méthodes suivantes: CPG, (CPG avec CV*)[2], CPG/SM, CPLHP. Voir en 11.2 pour le choix des méthodes appropriées.

---

* NDT: CV, abréviation pour "capillaire de verre".

Dans le cas des produits utilisés pour les tuyaux, une méthode d'extraction semblable peut être employée, excepté qu'une série de tuyaux fermés à l'une de leurs extrémités (scellé soit par un solvant soit par la chaleur) jouent eux-mêmes le rôle de contenants et sont remplis d'eau. Le rapport aire surfacique/volume doit être maintenu aussi grand que possible grâce au choix d'un tuyau de diamètre approprié.

Avec un rapport d'aire surfacique sur volume de 1:0,4 dans l'essai de lessivage, on atteint à peu près 40 fois le rapport normal d'exposition ($\sim$1:16) pour les revêtements ou les garnitures dans le cas des réservoirs d'eau. Pour les tuyaux, un rapport de 1:0,4 correspondrait à environ 7 fois la valeur estimative pour un tuyau de 15 cm de diamètre. L'extrapolation aux conditions du terrain doit tenir compte aussi bien du temps de contact avec la surface que de l'aire surfacique elle-même. Pour les réservoirs, une période de 72 heures de contact représente probablement une valeur supérieure raisonnable, les résultats d'essais de lessivages successifs de 72 heures en laboratoire pouvant alors être réduits par un facteur d'environ 40 pour l'évaluation finale. Cependant, dans le cas des tuyaux, même si le temps d'exposition n'est probablement que de quelques heures, l'aire surfacique lors de la distribution peut être très élevée en raison de la longueur du système. Tout facteur de réduction pour la tuyauterie devrait donc être très petit, et pour l'évaluation finale il est conseillé de prendre un facteur de 2 au maximum.

11.2 Méthodes d'analyse et d'évaluation pour les substances organiques et minérales, extraites de matériaux non métalliques (produits de lessivage)

11.2.1 Méthodes chimiques

Il existe deux approches analytiques chimiques pour l'évaluation des risques possibles pour la santé résultant du lessivage de produits à partir de matériaux non métalliques en contact avec l'eau potable.

1. Analyse quantitative de contaminants particuliers connus ou soupçonnés (par exemple, monomère vinylique dans le PVC, épichlorhydrine dans les résines époxydes, isocyanates dans les polyuréthanes), ou encore de groupes ou de classes de composés (par exemple, quantité totale d'hydrocarbures chlorés).

2. Analyses complètes ayant pour but la caractérisation du plus grand nombre possible de substances organiques (et minérales) dans les produits de lessivage provenant de matériaux en contact avec l'eau potable. Les résultats, qui seront seulement qualitatifs ou peut-être semi-quantitatifs, pourront révéler la présence de composés potentiellement dangereux, lesquels seront analysés le moment venu par des méthodes quantitatives spécifiques.

Pour analyser chimiquement les contaminants pouvant être lessivés par l'eau, une série d'étapes, comme la concentration, l'isolement et la séparation, sont nécessaires. Les étapes générales suivantes sont habituellement toutes requises du fait que les substances entraînées par lessivage dans l'eau ne sont le plus souvent présentes qu'en très faibles concentrations (µg/L ou ng/L) dans les extraits aqueux obtenus par les méthodes de lessivage décrites en 11.1. Ces étapes sont les suivantes:

1. Concentration
2. Isolement

} des substances organiques de l'eau

3. Séparation
   (a) séparation préalable des substances organiques en groupes ou fractions
   (b) obtention de dérivés (conversion en formes organiques pouvant être séparées plus facilement)
   (c) séparation en substances organiques individuelles, par exemple, par CPG, CPLHP

4. Caractérisation - habituellement par CPG/SM ou CPLHP/SM.

11.2.2 Concentration et isolement

La concentration/isolement de traces de substances organiques entraînées par lessivage dans l'eau peut être effectuée grâce à un certain nombre de méthodes, comme les suivantes: extraction liquide/liquide, lyophilisation-concentration à froid, distillation, purge et adsorption (piège).

L'extraction liquide/liquide, même s'il s'agit d'une méthode d'isolement et de concentration des plus utiles, présente deux facteurs limitatifs - les impuretés présentes dans les solvants et les pertes de la fraction la plus volatile du product extrait lors de l'évaporation du solvant. La dernière limitation est la moins grave du fait que les pertes peuvent être minimisées par des techniques appropriées. L'une d'elles est l'extraction rapide en phase liquide de Grob[36], où on soumet un litre d'eau à l'extraction par 200 µL de pentane, suivie de l'évaporation à 3 µL, et de l'analyse par CPG.

Les méthodes utilisant la purge et l'adsorption (piège), comme celle décrite par Bellar et Lichtenberg[37], sont également largement utilisées et conviennent aux substances organiques les plus volatiles présentes dans l'eau. Dans cette méthode, on fait barboter un courant de gaz purifié (habituellement de l'azote) à travers l'échantillon d'eau, les substances organiques volatilisées de l'espace de tête étant retenues dans un piège d'adsorbant approprié. La méthode de Grob et Zurcher[38], dans laquelle l'échantillon est purgé et où les substances organiques sont retenues dans un piège constitué par un petit filtre qui renferme 2 mg de charbon actif, représente une technique particulièrement utile du fait que le gaz ou la vapeur de l'espace de tête est continuellement recyclé pendant une période prolongée. L'adsorbant à base de charbon actif est ensuite élué à l'aide d'un solvant comme le sulfure de carbone, les substances organiques présentes dans le solvant étant analysées par CPG/SM. En général, cette méthode ne convient pas pour les substances organiques non volatiles présentes dans l'eau, mais elle peut être modifiée pour inclure certaines substances légèrement volatiles par chauffage de l'échantillon durant la purge.

L'adsorption directe de traces de substances organiques présentes dans l'eau peut être effectuée en faisant passer l'échantillon à travers de petites colonnes contenant une résine macroréticulaire, comme les résines XAD-2 ou XAD-4. Il est ainsi possible de faire passer un volume de cent litres ou plus d'échantillon à travers environ 2 g de résine et d'éluer les substances organiques adsorbées à l'aide d'un solvant comme l'éther éthylique, en vue de l'analyse ultérieure par CPG/SM ou CPLHP. L'adsorption sur des tampons de mousse de polyuréthane est une technique analogue, employée par Saxena[39]. Dans l'adsorption directe comme dans l'extraction liquide/liquide, il est possible d'isoler et de concentrer des substances organiques volatiles et d'autres faiblement volatiles. Ces trois méthodes, extraction liquide/liquide, purge et piège, et adsorption directe sur une résine, (ou sur un autre adsorbant), sont complémentaires l'une de l'autre et constituent les principales techniques utilisées actuellement pour l'isolement et la concentration de substances organiques à l'état de traces dans l'eau.

Parmi les autres méthodes, moins courantes, pour la concentration ou la séparation de substances organiques à poids moléculaire élevé, on peut citer: l'évaporation à basse température; la concentration à froid; la lyophilisation; l'osmose inverse/ultrafiltration. Jolley[40] a récemment étudié les méthodes de concentration/isolement utilisées pour les substances organiques présentes dans l'eau, dans le cadre d'essais biologiques. Excepté pour le volume de concentré requis, ces diverses méthodes présenteraient des avantages et des inconvénients comparables si elles étaient utilisées pour la concentration de produits de lessivage dans le cas de l'analyse chimique. Le Tableau 9 résume ces méthodes.

11.3 Séparation (résolution) des substances organiques

On emploie parfois la séparation préalable des substances organiques en groupes ou fractions comme les extraits acides, basiques ou neutres. De plus, la conversion (obtention de dérivés) de substances organiques isolées dans l'eau, en formes plus faciles à séparer par CPG ou CPLHP est parfois indispensable.

Tableau 9 - Méthodes pratiques pour concentrer et isoler les constituants organiques d'échantillons d'eau

Méthode	Type de produit organique concentré	Avantages	Inconvénients
Techniques de concentration			
Concentration à froid	Polaire et non polaire	Basse température	Volumes de l'ordre du litre, concentration limitée, concentration de sel
Lyophilisation	Volatil	Basse température, concentration élevée, faible contamination	Volumes de l'ordre de 1 à 100 l, concentration de sel
Distillation sous vide	Non volatil	Température ambiante ou voisine de celle-ci, concentration élevée, faible contamination	Volumes de l'ordre de 1 à 100 l, concentration de sel
Osmose inverse	Poids moléculaire >200	Température ambiante, volume >100 l	Concentration de sel, contamination
Ultrafiltration	Poids moléculaire >1000	Température ambiante	Concentration de sel, volumes de l'ordre du litre
Techniques d'isolement			
Extraction au solvant	Non polaire, volatil	Température ambiante, volumes élevés, faible concentration de sel	Contamination du solvant, spécificité, stockage de concentré
Charbon actif	Non polaire, volatil, non volatil	Température ambiante, volumes >1000 l	Récupération limitée des substances organiques adsorbées, stockage du concentré, produits étrangers
Échange ionique	Polaire, non polaire	Grands volumes, récupération organique 70 - 90%	Préparation et élution de la résine
Résine XAD	Non polaire à polaire, volatil, non volatil	Technique facile, température ambiante, volumes élevés	Contamination, récupération limitée des substances organiques absorbées, préparation de la résine
Précipitation	Substances humiques, produits chimiques spécifiques		Spécificité
Centrifugation	Macromolécules		Spécificité, c.-à-d. grandes molécules, volumes élevés
Extraction à partir de gaz	Volatil	Petits échantillons	Grands volumes

Source: Joley, R.L.[40]

Dans la plupart des cas, la chromatographie en phase gazeuse (CPG), avec des colonnes garnies classiques, ou la chromatographie en phase gazeuse à capillaire en verre (CPGCV) sont employées pour les mélanges de substances organiques; la chromatographie en phase liquide haute performance (CPLHP) est largement utilisée pour la séparation des composés de poids moléculaire élevé. Les techniques comme la chromatographie sur gel (Sephadex) et l'échange ionique sont employées plus rarement, et elles s'appliquent essentiellement aux substances organiques de poids moléculaire élevé.

Pour analyser qualitativement et quantitativement les substances organiques, les détecteurs suivants ont été utilisés avec la CPG: détecteur à ionisation de flamme (DIF) permettant d'analyser la plupart des substances organiques; détecteur à capture d'électrons (DCE), très sensible pour les produits organiques halogénés; détecteur à photoionisation (DPI), convenant bien pour les substances organiques aromatiques; détecteur thermo-ionique (DTI) pour les composés renfermant de l'azote et du phosphore; détecteur à conductivité électrolytique (Coulson), spécifique pour les substances organiques renfermant des halogènes, du soufre ou de l'azote; enfin, le spectromètre de masse (SM) qui donne une bonne sensibilité pour la plupart des substances organiques et qui, de plus, permet une analyse plus nette.

Pour la CPLHP, les détecteurs sont généralement de type densité optique dans l'UV/visible, fluorescence et densité optique dans l'infrarouge.

La Figure 1 résume les méthodes générales qui sont actuellement les plus utilisées par les chercheurs dans un certain nombre de pays pour l'analyse des substances organiques dans l'eau. En ce qui concerne les analyses de substances minérales dans les produits de lessivage, il se peut que la concentration des éléments lessivés soit également nécessaire avant l'analyse par AA, ICAP, etc. Le Tableau 10 donne un résumé des appareils existants pour l'analyse des substances organiques ou minérales, entraînées par lessivage à partir des revêtements.

Figure 1 - Exemples de méthodes utilisées pour la concentration et l'analyse des produits de lessivage

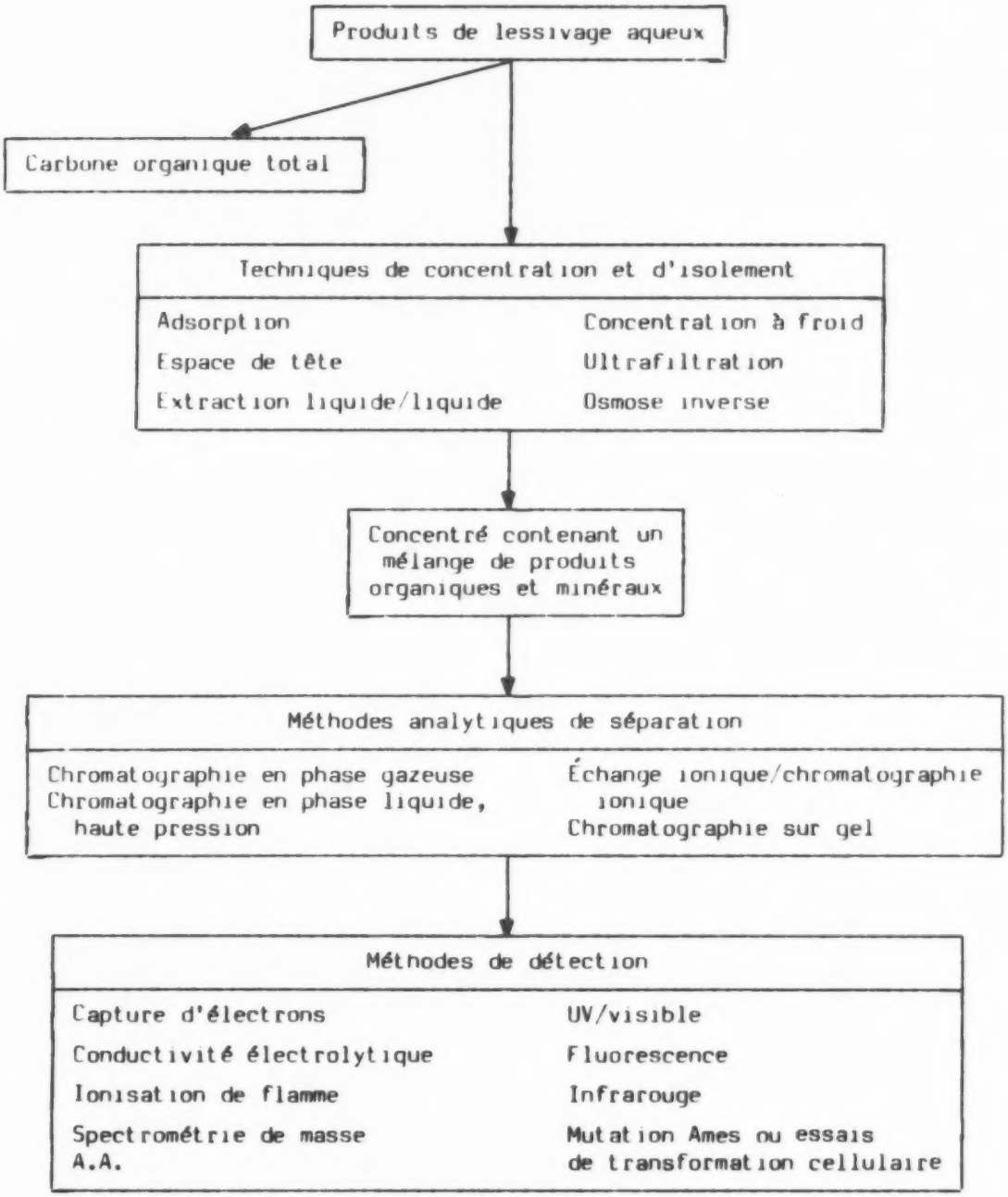


Tableau 10 - Méthodes pour l'analyse des substances lessivées à partir de matériaux non métalliques en contact avec l'eau potable

Composé	Méthode primaire	Autre méthode possible
Phtalates	CPG-SM	CPG avec détecteur CE
Éthers halogénés	CPG-SM	CPG avec détecteur Hall
Hydrocarbures chlorés	CPG-SM	CPG avec détecteur CE
Nitrobenzène	CPG-SM	CPG avec détecteur CE
Nitrosamines	CPG-SM	CPG avec détecteur IF alcaline
Bensidines	CPG-SM	CPLHP avec détecteur électro-chimique
Phénols	CPG-SM	CPG avec détecteurs CE et IF
Aromatiques polynucléaires	CPG-SM	CPLHP avec détecteur à fluorescence
Pesticides	CPG, CPG-SM	-
Produits de purge halogénés	CPG-SM	CPG avec détecteurs Hall ou CE
Produits de purge non halogénés	CPG-SM	CPG avec détecteur IF
Hydrocarbures non halogénés	CPG-SM	CPG avec détecteur IF
Éléments	AA	ICAP
Amiante	Microscopie électronique	-
Cyanure	Spectrophotomètre	-
Phénols totaux	Spectrophotomètre	-

Légende

CPG-SM	chromatographie en phase gazeuse - spectrométrie de masse
CPG	chromatographie en phase gazeuse
AA	spectrophotométrie d'absorption atomique
CE	capture d'électrons
IF	ionisation de flamme
CHLHP	chromatographie en phase liquide - haute performance
ICAP	spectroscopie d'émission à couple induit argon-plasma

Source: "Interim Technical Report for Indirect Additives used in Drinking Water." Rapport présenté par JRB Associates, Inc., à l'EPA, 1979.

L'analyse d'une vaste gamme de substances organiques dans les produits de lessivage de matériaux en contact avec l'eau représenterait une tâche démesurée. On conseille plutôt d'effectuer des analyses chimiques quantitatives de contaminants particuliers connus ou soupçonnés, ou encore de certaines classes de composés, d'après la connaissance que l'on a de la composition chimique des matériaux.

11.4 Méthodes biologiques de détection ou d'évaluation

Pour étendre le champ d'analyse aux fins de l'évaluation chimique, et pour diminuer le risque de ne pas découvrir des produits de dégradation toxiques ou mutagènes, ou encore d'autres composés incoupçonnés, il serait souhaitable d'ajouter au champ de détection un essai ou des essais biologiques. Il existe un certain nombre d'essais biologiques pouvant être menés à court terme, le choix de la ou des méthode(s) dépendant largement de la préférence du chercheur particulier. Pour les essais de toxicité, un essai utilisant des cellules rénales de singe, comme le propose le projet de norme britannique, brièvement décrit à la Section 3.3.4 du présent rapport, serait tout à fait approprié. En plus ou en remplacement, un essai[47] Ames pour le caractère mutagène serait intéressant comme première analyse pour une évaluation du pouvoir mutagène ou carcinogène. Les essais biologiques sont examinés un peu plus loin, à la Section 12.3 du présent rapport.

12. PROBLÈMES DE CROISSANCE MICROBIOLOGIQUE SUR DES MATÉRIAUX NON MÉTALLIQUES EN CONTACT AVEC L'EAU, ET MÉTHODE D'ESSAI PROPOSÉE POUR LES ÉVALUER

12.1 Introduction

En plus des risques possibles de lessivage chimique, les matières non métalliques en contact avec l'eau potable peuvent causer des difficultés par suite de la croissance microbiologique. En Europe, depuis un certain nombre d'années, la documentation fait état de problèmes attribuables à la croissance microbiologique dans le cas de plusieurs matériaux. Par exemple, un document de 1916[41] traitait déjà de la croissance de microbes sur des rondelles de cuir. Plus récemment, des rapports européens faisaient état de la dégradation microbiologique du caoutchouc[42] employé comme anneau dans les manchons de raccordement de tuyaux d'eau, ainsi que de croissance microbienne sur les garnitures et les revêtements[43] (caoutchouc chloré, résine époxyde, bitume, résine polyacrylique) de citernes et de réservoirs. Un rapport d'Ashworth et Cartwright[44] signale que les laboratoires d'essais du NWC (National Water Council du R.-U.) avaient trouvé que la plupart des composés du caoutchouc, excepté le caoutchouc de silicone, entraînaient des problèmes lors de l'un ou l'autre de leurs essais. Les travaux du NWC démontrent aussi que les composés d'assemblage, contenant de l'huile végétale, des graisses animales, des huiles et de la graisse minérales (à moins d'être à base de silicone) favorisent tous la croissance de micro-organismes lorsqu'ils sont en contact avec l'eau. On a démontré que les produits suivants favorisaient la croissance des micro-organismes: PVC plastifié; certains polyesters renforcés de fibre de verre; résines époxydes; la plupart des peintures à base de solvant. Ne semblent pas poser de problèmes[44] les matières plastiques suivantes: polyéthylène, polypropylène, polytétrafluorène éthylène (PTFE), nylon, PVC non plastifié, acétate d'éthyl-vinyle et polysulfone. Ellgas et Lee[16] ont récemment démontré qu'un nombre constamment élevé de coliformes dans un réseau de distribution d'eau était causé par un

revêtement organique favorisant leur croissance à l'intérieur d'un réservoir d'eau en acier. Une méthode d'essai en laboratoire utilisant quatre organismes (E. coli, Enterobacter aerogenes, Klebsiella oxytoca et Pseudomonas sp.), a démontré qu'un nombre surprenant de matériaux de revêtement et d'isolants favorisaient la croissance d'un ou de plusieurs organismes. Les chercheurs constatèrent aussi que les effets toxiques manifestés initialement par les revêtements semblaient être causés par des solvants résiduels. Après une certaine période à la fin de laquelle la majeure partie ou la totalité du solvant avait disparu, le revêtement de base commença à favoriser la croissance des organismes. Les mêmes travaux démontrent aussi l'importance d'une prise efficace à l'air des revêtements pour éviter le lessivage de solvants toxiques dans l'eau pendant de longues périodes.

La croissance microbienne peut entraîner une détérioration de la qualité de l'eau et causer, surtout dans le cas des champignons, des problèmes de goût et d'odeur. Cependant, les problèmes relatifs à la santé sont plutôt liés à (i) la capacité de favoriser la croissance de Pseudomonas, un agent pathogène puissant, et (ii) aux coliformes. Pour évaluer cette capacité, on a eu recours à des méthodes comme celles d'Ellgas[16] aux États-Unis, ainsi que de Burman[45] et de Colbourne[46] au R.-U. La méthode de Burman, fondée sur une technique directe de numération, a servi comme processus d'évaluation au NWC (National Water Council) du R.-U. depuis 1977.

L'essai indirect par épuisement d'oxygène dissous (O.D.), utilisé par Colbourne[46], semble fournir une expression quantitative de l'activité microbienne qui se compare favorablement à la méthode de comptage des colonies. Une limite d'abaissement de 2,1 mg/L de l'O.D. a été proposée pour l'acceptation d'un produit dans les conditions de l'essai. En plus des exigences pour l'O.D., Pseudomonas et les coliformes doivent être absents dans ces essais.

La santé pourrait être menacée indirectement par l'approvisionnement en eau s'il y a réaction du chlore avec les pellicules bactériennes se formant sur les revêtements ou les garnitures. Muckerman[17] a démontré que ces pellicules peuvent agir comme précurseurs organiques

dans la formation de trihalométhanes (THM) (surtout du chloroforme) au sein d'un réseau de distribution d'eau. En plus de la formation accélérée de THM, d'autres problèmes pourraient surgir en fonction de la nature du produit de revêtement. Comme en 5.1.1, on peut prévoir une extraction beaucoup plus importante de HAP entraînés dans l'eau à partir de revêtements à base d'asphalte ou de goudron de houille, par suite du rôle de solvant joué par les THM, si ces revêtements favorisent la croissance bactérienne.

12.2 Méthode d'évaluation proposée pour la croissance microbienne

Pour pouvoir évaluer l'étendue des problèmes microbiologiques, il est conseillé d'utiliser la méthode pour l'O.D. de Colbourne(46), qui est décrite dans le document provisoire de la British Standards Institution, intitulé "Méthode d'essai pour déterminer la croissance microbiologique totale par la mesure de l'oxygène dissous". Cette méthode, conduite parallèlement aux numérations de Pseudomonas et des coliformes, permettrait d'évaluer les problèmes microbiens latents, entraînés par des matériaux en contact avec l'eau.

12.3 Essais pour déterminer le caractère mutagène et la toxicité de substances extractibles par l'eau à partir de matières non métalliques

Les dispositifs pour déceler le danger potentiel, mentionnés en 11.4, sont indispensables si l'on veut élargir la portée des méthodes de détection physico-chimiques classiques. Au R.-U., les laboratoires d'essai du NWC (National Water Council) ont effectué des expériences sur la cytotoxicité. Ce type d'essai sert à évaluer des substances extractibles par l'eau, provenant de matières non métalliques, quant à la réaction cytotoxique qu'elles entraînent au contact avec des cultures tissulaires rénales de singe. La principale raison de l'incorporation d'un essai de cytotoxicité dans les méthodes du NWC était de déceler la présence de biocides pouvant être entraînés par lessivage. La composition du produit de revêtement aurait pu contenir un biocide capable de persister assez longtemps pour satisfaire aux essais d'évaluation de croissance microbienne, avec le risque possible d'un problème de cytotoxicité à court terme. Cette méthode permettrait

aussi de déceler des quantités suffisantes d'autres substances organiques toxiques lessivables, comme les antioxydants utilisés dans la fabrication des matières plastiques. Un résultat négatif ne garantirait pas l'absence de toxicité, mais un résultat positif laisserait supposer la présence d'une ou de plusieurs substances qui devraient faire l'objet d'autres recherches.

Malheureusement, il n'existe pas de méthode unique d'évaluation de la toxicité qui couvre toutes les éventualités. Pour la détection et l'évaluation des risques chimiques, on adopte habituellement une stratégie d'essai par étapes, où les essais les plus simples et les moins coûteux sont effectués d'abord pour donner une idée du potentiel de toxicité. À cet égard, on propose de retenir l'essai d'Ames[47] pour le caractère mutagène, en effet la méthode comprend une évaluation du niveau de toxicité dans le cas des souches de Salmonella. Même si les résultats de toxicité obtenus avec des micro-organismes ne sont pas les mêmes que ceux correspondant à des cellules de mammifères, les données, utilisées conjointement à une évaluation de l'activité mutagène, sont probablement suffisantes en tant que première mesure. Encore une fois, des résultats négatifs avec un essai d'Ames n'indiquent pas qu'il y a absence de substances mutagènes, mais un résultat positif signifierait que d'autres recherches sont nécessaires pour la caractérisation de la (ou des) substance(s) responsable(s).

D'autres chercheurs préfèrent, ou requièrent, un certain nombre d'essais, pour tenir compte de facteurs comme, le degré d'exposition de l'homme. Ainsi, l'Association canadienne de normalisation dans une norme provisoire intitulée "Essais de biocompatibilité"[48] pour des produits utilisés dans des greffes chirurgicales, propose des méthodes pour la cytotoxicité (trois types de cultures cellulaires) et le caractère mutagène, fondées sur l'essai d'Ames ainsi que sur l'essai de transformation cellulaire de Styles avec des extraits de matières polymères. Les exigences pour la biocompatibilité sont évidemment beaucoup plus rigoureuses que pour les produits en contact avec l'eau.

RÉFÉRENCES

1. U.S. Environmental Protection Agency. "Directions for determining the water extractable substances from a polymeric or resinous water contact surface." U.S. E.P.A., Washington, D.C. Décembre 1970.

2. Food and Drug Administration, U.S. Department of Health Education and Welfare. "Methods of testing for toxicity of coating material intended for use in transporting or holding food or potable water." Section 175.300 of Code of Federal Regulations (CFR) Titre 21, Chapitre 1, avril 1, 1978.

3. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastwater." APHA, AWWA, WPCF, 14^{e} édition.

4. National Sanitation Foundation. "Thermoplastic materials, pipe, fittings, valves, traps and joining materials." Standard No. 14.

5. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Supply. "National Interim Primary Drinking Water Regulations." EPA-570/9-76-003.

6. New York State Department of Health, Engineering and Sanitation Manual Division. "Paints, Linings, Coatings, Conditioners for Process and Potable Water Tanks." Technical Reference PWS23, 1976.

7. Symonds, A.E. "Guidelines for the Repainting of Steel Potable Water Tanks in Ontario Ministry of the Environment." Juillet 1974.

8. Association canadienne de normalisation. "Définitions, prescriptions générales et méthodes d'essai pour les tuyaux en matière thermoplastique." Norme ACNOR B 137.0.

9. Ashworth, J. Albury Laboratories Ltd. Personal communication. Mai 1980.

10. Office of Toxic Substances. "Investigation of Selected Potential Environmental Contaminants: Asphalts and Coal-tar Pitch." EPA560/2-77-005. U.S. EPA Washington, D.C., 1978.

11. Andelman, J.B., J.E. Snodgrass. "Incidence and Significance of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the Water Environment." Crit. Rev. Env. Control 4, 69, 1974.

12. Harrison, R.M., R. Perry et R.A. Wellings. "Effect of chlorination upon levels of some polynuclear aromatic hydrocarbons in water." Env. Sci. Techn. 10, 1151, 1976.

13. Alben, Katherine. "Gas chromatographic-mass spectrometric analysis of chlorination effects on commercial coal-tar leachate." Anal. Chem. 52, 1825, 1980.

14. Oyler, A.R., D.L. Godenner et al. "Determination of aqueous chlorination reaction products of polynuclear aromatic hydrocarbons by reverse phase HPLC-GC." Anal. Chem. 50, 837, 1978.

15. Schoenen, D.E. Thofern, W. Dott. "Recherches sur les proliférations microbiennes sur des matériaux de peinture et de revêtement utilisés dans les réservoirs d'eau potable." Eaux et industries N° 40/41, 1980.

16. Ellgas, William M., R. Lee. "Reservoir coatings can support growth." JAWWA 72, 693, 1980.

17. Muckerman, David K. "Production of trihalomethanes from the chlorination of cast iron pipe bacterial films." M.Sc. Thesis, University of Missouri- Rolla 1979. (Available as NTIS document P880 193394.)

18. Miller, Herbert C., W.J. Barrett, R.H. James. "Investigation of Potential Water Contamination by Petroleum Asphalt Coatings in Ductile Iron Pipe." In press - paper submitted for publication to JAWWA, novembre 1980.

19. Organisation mondiale de la Santé. "International Standards for Drinking Water." Genève 1971, page 37.

20. U.S. Environmental Protection Agency, ADP/R&D Procurement Section. "Interim Technical Report for Indirect Additives used in Drinking Water." Report by JRB Associates, 1979.

21. Alben Katherine. "Coal Tar Coatings of Storage Tanks. A source of Contamination of the Potable Water Supply." Env. Sci. Techn. 14, 468, 1980.

22. McLanahan, M.A. "Coal Tar Pitch Coating." Pascugoula, Mississippi. EPA Water Supply Branch, Atlanta, Georgia. Report to Office of Drinking Water, U.S. EPA mars 1978.

23. Robeck, G.G. "Health Effects of PAHS." Report to Health Effects Research Laboratory, U.S. EPA mars 1978.

24. Anon. "Epoxy Resin Proves Worth." Water and Waste Treatment 23, No. 8, 1980.

25. World Pipe Service Company. "Inplace Coating/Rehabilitation of Pressure Lines." Parkway West, Coraopdis, Penn. 15108.

26. "Aquata poxy." American Chemical Corporation, Palo Alto, Calif. 94301.

27. Jackson, James, O. "Better Performance from Paints for Steel Water Tanks." JAWWA 62, 522, 1970.

28. Anderson, M., P. Kiel, et al. "Mutagenic action of Aromatic Epoxy Resins." Nature 276, 391, 1978.

29. Hine, G.H., et al. Cancer Res. 18, 20, 1958.

30. Bourne, L.B., F.J.M. Milner, K.B. Alberman. "Health Problems of Epoxy Resins and Amine-curing Agents." Brit. J. Industr. Med. 16, 81, 1959.

31. Wakeham, Stuart G., et al. "Tetrachloroethylene contamination of drinking water by vinyl-coated asbestos-cement pipe." Bull. Environmental Contamination and Toxicology 25, 639, 1980.

32. Sax, N. Irving. "Dangerous Properties of Industrial Materials." 4e éd. 1975.

33. Eklund, G., B. Josefsson et C. Roos. "The leaching of volatile organic compounds from different types of water pipes." Vatten 3, 207, 1978.

34. Dressman, Ronald C. et Earl F. McFarren. "Determination of vinyl chloride migration from polyvinyl chloride pipe." JAWWA 70, 29, 1978.

35. Organisation mondiale de la Santé. "Health aspects relating to the use of UPVC pipes for community supply." Tech. Paper No. 4, Juillet 1973.

36. Grob, K., K. Grob Jr. et G. Grob. "Organic substances in potable water and in its precursor, Part 3. The closed-loop-stripping procedure compared with rapid liquid extraction." Jour. Chromatog. 106, 299, 1975.

37. Bellar, T.A. et J.J. Lichtenberg, "Determining volatile organics at microgram-per-litre levels by gas chromatography." JAWWA 66, 739, 1974.

38. Grob, K. et F. Zurcher. "Stripping of trace organic substances from water, equipment and procedure." J. Chromatog. 117, 285, 1976.

39. Saxena, J., D.K. Basu, et J. Kozuchowski. "Method development and monitoring of polynuclear aromatic hydrocarbons in selected U.S. waters." EPA-600/1-77-05Z Washington D.C. U.S. Environmental Protection Agency.

40. Jolley, Robert L. "Concentrating organics in water for biological testing." Env. Sci. Tech. 15, 874, 1981.

41. Houston, A. "The Growth of Microbes on Leather Washers." 12th Report, Metropolitan Water Board, Londres 1916.

42. Leeflang, Karel W.H. "Microbiologic Degradation of Rubber." JAWWA 53, 1523, 1963.

43. Schoenen, D., E. Thofern, W. Dott. "Recherches sur les proliférations microbiennes sur des matériaux de peinture et de revêtement utilisés dans les réservoirs d'eau potable." Eaux et industries 40/41, 49, 1980.

44. Ashworth, J. et R.Y. Cartwright. "Testing non-metallic materials for unsuspected health hazards." Engineering Digest nov./déc. 24-29, 1978.

45. Burman, N.P. et Jennifer S. Colbourne. "Techniques for the Assessment of Growth of Microorganisms on Plumbing Materials used in Contact with Potable Water." J. Appl. Bact. 43, 137, 1977.

46. Colbourne, Jennifer S. et D.A. Brown. "Dissolved oxygen, utilization as an indicator of total microbial activity on non-metallic materials in contact with potable water." J. Appl. Bact. 47, 223, 1979.

47. Ames, B.N., J. McCann et E. Yamasaki. "Methods for detecting carcinogens and mutagens with the Salmonella/mammalian microsome mutagenicity test." Mutation Research 31, 347, 1975.

48. Canadian Standards Association. "Testing for Biocompatability." CSA Draft Standard Z310.6 (3e ébauche, avril 1981).

49. Normes européennes pour l'eau potable. Organisation mondiale de la Santé, 2e éd., 1970.

50. Cawthery, B. Triangle Plumbing, Toronto, Ontario. Communication personnelle.

APPENDICE I

Fabricants et distributeurs de tuyaux et de produits de revêtement ou de garniture pour les réseaux d'eau potable

La liste annexée de fabricants et de produits est peut-être incomplète; les auteurs s'excusent d'avance de toute erreur ou omission. La mention d'une marque commerciale quelle qu'elle soit, ne signifie pas qu'elle est rejetée ou acceptée.

FABRICANTS DE TUYAUX ET DE PRODUITS DE REVÊTEMENT ET DE GARNITURE POUR RÉSEAUX D'APPROVISIONNEMENT EN EAU POTABLE

Principaux fabricants de tuyaux en fer ductile (à garniture de ciment et isolant d'asphalte)

Canron Inc.
Pipe Division
Toronto (Ontario)

Principaux fabricants de tuyaux en amiante ciment

Johns Manville
Toronto (Ontario)

Principaux fabricants de tuyaux en matière plastique et de résines à l'état combiné

(a) Conduites forcées en poly-(chlorure de vinyle) (PVC)

Canron Inc.
Plastics Division
Rexdale (Ontario)

Starr Manufacturing
Dartmouth (N.-É.)

Grandview Industries Ltd.
Toronto (Ontario)

Scepter Manufacturing Co. Ltd.
Toronto (Ontario)

Rehar Plastiks du Canada Ltée.
Montréal (Québec)

Johns Manville
Toronto (Ontario)

Alberta Plastics (1976) Ltd.
Edmonton (Alberta)

Résines à l'état combiné

BF Goodrich Canada Ltd.
Kitchener (Ontario)

Diamond Shamrock-Alberta Gas Ltd.
Fort Saskatchewan (Alberta)

Imperial Oil Ltd.
Toronto (Ontario)

(b) Conduites forcées en polyéthylène (PE)

Canron Inc.
Plastics Division
Rexdale (Ontario)

Dom-X Plastics Ltd.
Toronto (Ontario)

Grandview Industries Ltd.
Toronto (Ontario)

Rahn Metals and Plastics Ltd.
North Bay (Ontario)

Philips Plastics of North America Inc.
Toronto (Ontario)

Scepter Manufacturing Co. Ltd.
Toronto (Ontario)

Starr Manufacturing
Dartmouth (N.-É.)

Wilk and Hoegland (Canada) Ltd.
Huntsville (Ontario)

Résines à l'état combiné

Canadian Industries Ltd.

Dupont du Canada Ltée

Philips Plastics of North America

Hercules Canada

Union Carbide Canada Ltd.

(c) Conduites forcées en polypropylène (PP)

Grandview Industries Ltd.
Toronto (Ontario

Scepter Manufacturing Co. Ltd.
Toronto (Ontario)

Résines à l'état combiné

Hercules Canada Ltée
Montréal (Québec)

(d) Conduites forcées en polybutylène (PB)

Rahn Metals and Plastics Ltd.
North Bay (Ontario)

Dan Dé Products Ltd.
Vancouver (C.-B.)

Résines à l'état combiné

Hercules Canada Ltée
Montréal (Québec)

(e) Conduites forcées en polyester armé de fibre de verre

CAE Fiberglass Products
Guelph (Ontario)

Ceilcote Canada
Mississauga (Ontario)

Résines à l'état combiné

Canadian General Electric
Toronto (Ontario)

Reichhold Ltd.
Toronto (Ontario)

Rohm and Haas Canada Ltd.
Toronto (Ontario)

Produits pour garnitures de tuyaux et de réservoirs

Sources et normes

Les produits pour garnitures de tuyaux et de réservoirs destinés aux réseaux d'approvisionnement en eau potable au Canada sont généralement fabriqués aux États-Unis par des filiales canadiennes de compagnies étatsuniennes. Ces compagnies se conforment généralement aux normes établies aux États-Unis, comme celles de l'AWWA/ANSI. Ces normes ne traitent généralement pas des questions liées à la santé.

Principaux fabricants et distributeurs de produits de revêtement pour tuyaux et réservoirs

Les principaux distributeurs et fabricants de produits de revêtement et de garniture pour les tuyaux et les réservoirs utilisés par les services d'eau potable sont les suivants:

Distributeurs canadiens	Fabricants
Sterling Varnish Co. (Canada) Ltd. St. Catharines (Ontario)	Sterling Division Reichhold Chemicals Inc. Sewickley (Pennsylvanie)
Hydro Dynamics Ltd. Willowdale (Ontario	Wisconsin Protective Coatings Green Bay (Wisconsin)
Corrosion Service Co. Ltd. Toronto (Ontario)	Carboline Company Saint Louis (Missouri)
Koopers International Canada Ltd. Toronto (Ontario)	Koppers Company Inc. Pittsburgh (Pennsylvanie)
W.R. Grace & Co. of Canada Ltd. Construction Products Division Scarborough (Ontario)	W.R. Grace & Co.
International Paints (Canada) Ltd. Toronto (Ontario)	International Paints
Gulf Petroleum Calgary (Alberta)	Gulf Petroleum
XYZ Protective Coatings Ltd. Cambridge (Ontario)	Ameron, Protective Coatings Division Brea (Californie)
Mobile Chemical Canada Ltd. West Hill (Ontario)	Mobile Chemical Co.

Systèmes pour garnitures utilisés au Canada

Sterling Varnish Co. (Canada) Ltd.
C.P. 554
St. Catharines (Ontario)

Nom et code	Description
Nocoro Interior Hi-Build Epoxy System	Époxyde-polyamide; 2 constituants; blanc
Nocoro Pox-Duo Interior	Époxyde-amine (additif); 2 constituants; blanc
Noroco Interior Single Component Epoxy Coating System	Système époxyde à 3 couches; aluminium
Noroco Interior Vinyl Coating System	Revêtement de résine vinylique, avec sous-couche anti-corrosion à base de polyvinylburyral; aluminium
Nocoro Interior Vinyl Coating System	Mélange de résine, copolymère vinylique VAGH et VMCH, avec sous-couche anti-corrosion vinylique-butylique; blanc, gris aluminium
Nocoro Interior 3-coat High-build Vinyl System	Copolymère d'acétate de vinyle et de résine vinylique, modifié par un acide; blanc, aluminium et bleu
Nocoro Interior Vinyl Coating System	Résine de type vinylique VMCH, rouge, gris, blanc et aluminium
Nocoro Hi-build Catalyzed Epoxy coating for concrete or cement surfaces	Époxyde-polyamide à pouvoir garnissant élevé
Serlik 71-35 Interior Black Pipe Coating	Revêtement asphaltique pour intérieur de tuyaux en fonte à garniture de ciment

Wisconsin Protective Coatings Corp.
Green Bay (Wisconsin)

Distributeur:

Hydro Dynamics Ltd.
482 McNicoll Avenue
Willowdale (Ontario)
M2H 2E1

Nom et code	Description
Plasite 3066	Produit phénolique supérieur traité par cuisson; couleur du tan après cuisson
Plasite 7133	Résine époxyde-polyamide pigmentée; brun, blanc, bleu clair, noir et gris clair
Plasite C-725	Revêtement époxyde auto-apprêtant, à pouvoir garnissant dense; gris clair, bleu clair, blanc et rouge tuile
Plasite 7122	Revêtement époxyde-phénolique à liaison transversale; vert, gris clair, gris moyen, noir, blanc, bleu clair, rouge tuile
Plasite 7156	Époxyde-amine (additif durcissant); ivoire, clair

Carboline Company
Saint Louis (Wisconsin)

Distributeur:

Corrosion Service Co. Ltd.
10 Price Street
Toronto (Ontario)
M4W 1Z6

Nom et code	Description
Carboline 187	Époxyde-amine, à pouvoir garnissant dense; noir, blanc et gris
Carboline 191 System	Époxyde-polyamide

Koopers International Canada Ltd.
C.P. 3458
Cambridge (Ontario)

Nom et code	Description
Bitumastic Super Tank Solution	Base de goudron de houille, à pouvoir garnissant élevé, appliquée à froid
Asphaltic	Base asphaltique, revêtement par pulvérisation pour isoler des tuyaux d'eau en fer à garniture de ciment

W.R. Grace & Co. of Canada Ltd.
Construction Products Division
66 Hymus Road
Scarborough (Ontario)

Nom et code	Description
Bituthene 300	Feuille de polyéthylène

International Paints
188 New Toronto Street
Toronto (Ontario)
M8V 2E8

Nom et code	Description
Intergard EX Series hb Mastic	Revêtement époxyde à 2 constituants, à pouvoir garnissant élevé
Intertuf Series JXA 105/JXA 110 JXA 106/JXA 110 JXA 107/JXA 110	 Revêtement époxyde, aluminium Revêtement époxyde, noir Revêtement époxyde, brun

Gulf Petroleum
Calgary (Alberta)

Nom et code	Description
Sealcoat	Isolant de base asphaltique pour les garnitures de ciment des tuyaux en fer - appliqué à 120°F

Ameron, Protective Coatings Division
Brea (Californie)

Distributeur exclusif au Canada:

XYZ Protective Coatings Ltd.
C.P. 969
Cambridge (Ontario)
N1R 5X9

Nom et code	Description
Amercoat n° 66	Revêtement époxyde lié par un polyamide, à pouvoir garnissant élevé; gris, noir et blanc
Amercoat 395	Revêtement époxyde lié par une amine, à haute teneur en solides; blanc et gris blanc
Amercoat 33	Copolymère vinylique, dans toute la gamme des couleurs industrielles

Mobile Chemical Canada Ltd.
Coatings Division
C.P. 200
West Hill (Ontario)
M1E 4R6

Nom et code	Description
Val-Chem 93-F34	Revêtement vinylique, à pouvoir garnissant élevé, gris
Val-Chem 94-W9	Émail vinylique de diverses couleurs
Tank Lining 78-D7	Revêtement époxyde à pouvoir garnissant élevé, couleur chamois clair
Tank Lining 78-W3	Revêtement époxyde à pouvoir garnissant élevé, blanc